

Aus dem Institut für Biologie der Humboldt-Universität zu Berlin

Direktor Prof. Dr. Backhout

Dissertation



“Limnologische Charakterisierung ausgewählter Ackerhohlformen (Sölle) des nordostdeutschen Jungmoränengebietes als Grundlage von Schutzmaßnahmen“

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium

(Dr. rer. nat.)

vorgelegt der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät I

der Humboldt-Universität zu Berlin

von

Dipl. Biol. HEIKE HAACKE

geb. am 25.06.1966 in Magdeburg

Dekan: Prof. Dr. rer. nat. J. P. Rabe

Gutachter:

1. Prof. J.-G. Kohl
2. Prof. D. Mollenhauer
3. Prof. C. Steinberg

eingereicht am: 15.03.1999; Datum der Promotion am: 28.07.1999

Limnological characterization of selected ponded depressions of the north German young moraine site as a basis for conservation*

*) sponsored by the Deutsche Bundesstiftung Umwelt and the FAZIT-Stiftung, Frankfurt a.M.

160 S.: 64 Abbn., 24 Tab., 3 graphic Tables, 4 microscope tables

Humboldt-Universität zu Berlin

Institut für Biologie

AG Ökologie

The main geographical feature of the ground and terminal moraines of northern Germany are the numerous small depressions, many of which are water-filled. They represent a typical geographical element of this region and in the German language are usually referred to as "Sölle" (Singular = "Soll").

These small bodies of water were created either glacially through the melting of dead-ice pieces (natural depressions or dead-ice depressions) or later (circa 12th or 13th century) in the course of the clearing of large tracts of forested land through the partial and permanent damming of depressions (pseudo depressions).

The study concentrated on the plankton levels of ponded depressions in the recent moraines of northern Germany. The goal of the study was to record the qualitative and quantitative phytoplankton and zooplankton make-up of several different ponded depressions with consideration of the various land uses, management of water, and introduction of nutrients in two research areas and to compare these findings with a mostly unaltered forested ponded depression (ponded depression in a forested area) for the purpose of deriving conclusions about the preservation and protection of these small water ways.

Seven representative ponded depressions were examined monthly over the span of three vegetation periods (1994-1997). In addition to the variety of vegetational species and the variation in amounts of phytoplankton and zooplankton, data about the amount of chlorophyll a in the micro algae cells, the hydro-chemical and physical ground parameters, and the water level of the ponds was recorded.

In spite of the considerable uniqueness of each of the ponds under examination, the results of the study allowed for the classification of the ponded depressions into three statistically significant groupings. The proportions of nutrients (a surplus of N or P or the level of nitrification), the oxygen saturation values, and the vegetational spectrum of phytoplankton and zooplankton proved meaningful for the differentiation of the groupings.

High conductivity of the water, especially in the ponds in the area around Lietzen-Döbberin, is caused by high levels of sulfate and chloride. In comparison to lakes, the concentrations of Chlorophyll a as a biomass equivalent for the micro algae are noticeably smaller in relation to the phosphate levels.

The results of the research suggest measures for the preservation and protection of the ponded depressions. The intentional reduction of external nutrients through the creation of and/or care for buffer zones and, if necessary, the redesignation of areas zoned for development into permanent nature conservation zones is recommended.

Further preservation measures, aimed at reducing the reserves of internal nutrients, will only be deduced after further study of the ponded depressions, especially in relation to the ability of the sediment to absorb phosphors.

Limnologische Charakterisierung ausgewählter Ackerhohlformen (Sölle) des nordostdeutschen Jungmoränengebietes als Grundlage von Schutzmaßnahmen*

*) gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und die FAZIT-Stiftung, Frankfurt a.M.

160 S.: 64 Abbn., 24 Tab., 3 gezeichnete Tafeln, 4 mikroskopische Tafeln

Humboldt-Universität zu Berlin

Institut für Biologie

AG Ökologie

Die Untersuchungen konzentrierten sich auf das Plankton von Söllen der Jungmoränenlandschaft Nordostdeutschlands. Ziel war es, die qualitative und quantitative Phyto- und Zooplanktonstruktur verschiedener Sölle unter dem Gesichtspunkt der unterschiedlichen Landnutzung, des Wasserhaushaltes und des Stoffeintrages in zwei Untersuchungsgebieten zu erfassen, mit einem weitgehend ursprünglichen Forstsoll zu vergleichen und daraus Schlußfolgerungen für den Erhalt und den Schutz dieser Kleingewässer abzuleiten.

Es wurden sieben repräsentative Sölle monatlich über drei Vegetationsperioden (1994-1997) untersucht. Neben dem Artenspektrum und dem Abundanzwechsel des Phyto- und Zooplanktons erfolgte eine Erfassung des Chlorophyll a -Gehaltes der Mikroalgenzellen, der hydrochemischen und physikalischen Grundparameter und der Pegelstände des Sollwassers.

Trotz der großen Individualität der Untersuchungsgewässer konnten aus den Ergebnissen die Sölle in drei Gruppen statistisch signifikant zusammengefaßt werden. Für deren Abgrenzung sind die Nährstoffverhältnisse (N oder P-Überschüsse, Nitrifikationsgrad), die Sauerstoffsättigungswerte und das Artenspektrum des Phyto- und Zooplanktons bedeutsam. Hohe Leitfähigkeit des Wassers besonders in den Söllen des Gebietes um Lietzen-Döbberin wird durch hohe Sulfat- und Chloridgehalte bedingt. Im Vergleich zu den Seen sind die Chlorophyll a -Konzentrationen als Biomasseäquivalent für die Mikroalgen in Relation zu den Phosphatgehalten auffallend gering.

Aus den Ergebnissen lassen sich Maßnahmen zur Erhaltung und dem Schutz der Sölle ableiten. Es wird die konsequente Verminderung der externen Nährstoffeinträge durch die Schaffung und/ oder Pflege von Pufferzonen sowie gegebenenfalls die Umwidmung des Einzugsgebietes in Dauergrünland empfohlen. Weitere Maßnahmen, die auf die Reduzierung der internen Nährstoffreserven zielen, sind erst nach zusätzlichen Untersuchungen insbesondere zum Phosphorbindungsvermögen der Sedimente für die Sölle ableitbar.

**Diese Arbeit widme ich meinem Vater Manfred Haacke,
dessen Lebensphilosophie mich stets begleiten wird.**

**„Part of the charm of science is its unpredictability.“
(R. Mac Arthur)**

	Seite
Abkürzungsverzeichnis	
1 Einleitung	1
2 Material und Methoden	5
2.1 Untersuchungsgebiet	5
2.1.1 Parstein-Bölkendorf	5
2.1.2 Lietzen-Döbberin	16
2.2 Freilandarbeit	21
2.2.1 Probenahme	21
2.2.2 Messung physikalisch-chemischer Parameter	21
2.2.3 Hydrographie, Hydrologie und Sedimentologie	22
2.3 Laborarbeit	22
2.3.1 Hydrochemische Parameter	22
2.3.2 Phytoplanktonstruktur	23
2.3.3 Chlorophyll a-Analyse	24
2.3.4 Biovolumenbestimmung der Phytoplankter	24
2.3.5 Abundanzbestimmung der Phytoplankter	24
2.3.6 Trophie-Quotient	25
2.3.7 Stetigkeit	26
2.3.8 Zooplanktonstruktur- und abundanz	26
2.3.9 Hydrographie, Hydrologie und Sedimentologie	27
2.3.10 Statistische Analyse	27
3 Ergebnisse	28
3.1 Wasserhaushalt/ Wasserzufluß	28
3.1.1 Niederschlag und Wasserstand	29
3.1.2 Bodenwasser	31
3.2 Stoffeintrag	32
3.3 Physikalisch-chemische Parameter	34
3.4 Hydrochemische Parameter	39
3.5 Struktur und Dynamik des Phytoplanktons	51
3.5.1 Artenspektrum	51
3.5.2 Anmerkungen zu den Algenspecies	58
3.5.3 Chlorophyll a- Jahresdynamik	63

	Seite
3.5.4 Chlorophyll a/ Nährstoffrelation	69
3.5.5 Jahreszeitliche Aspekte der Mikroalgenentwicklung	71
3.5.6 Phytoplankton-Quotient	81
3.6 Struktur und Dynamik des Zooplanktons	82
3.6.1 Artenspektrum	82
3.6.2 Zooplanktonabundanz	87
3.7 Grundmuster der saisonalen Planktonentwicklung	93
3.8 Limnologische Gewässercharakteristik	97
4 Diskussion	102
4.1 Physikalisch-chemische Paramete	102
4.2 Hydrochemische Parameter	106
4.3 Nährstofflimitation der Mikroalgen	111
4.4 Primärproduktion der Mikroalgen	115
4.5 Konkurrenz zwischen Phytoplankton und submersen Makrophyten	116
4.6 Qualitative Phytoplanktonstruktur	118
4.7 Trophie-Quotient	125
4.8 Zooplanktonstruktur	126
4.9 Wechselwirkungen zwischen Zooplankton und höheren trophischen Ebenen	130
4.10 Nahrungskettensteuerung (top-down/ bottom-up- Effekte)	131
4.11 Limnologische Gewässercharakteristik	135
5 Schlußfolgerungen zum Erhalt der Sölle	139
6 Zusammenfassung	143
Anhang	i-xxii'
Abbildungsverzeichnis	
Tabellenverzeichnis	
7 Literaturverzeichnis	I-XXI
Publikationsliste	
Danksagung	
Lebenslauf	
Erklärung	

1 Einleitung

Die Grund- und Endmoränenlandschaften Nordostdeutschlands sind durch zahlreiche kleine, zum Teil wasserführende Ackerhohlformen geprägt. Sie stellen ein typisches Landschaftselement dieser Region dar (JANKE 1980) und werden im Sprachgebrauch meist als "Sölle" (Sing. Soll) bzw. "Pfuhe" oder "Kuten" bezeichnet. Diese Kleingewässer entstanden entweder periglazial durch das Abtauen von Toteislinsen (echte Sölle) oder in später kolmatierten Sammelwassersenkungen (Pseudosölle) (KLAFS et al. 1973; JESCHKE 1987). Innerhalb der Agrarlandschaft verfügen Kleingewässer über eine landschaftsökologische Mehrfachfunktion (HAMEL 1988). Sie sind Senken für Nährstoffe und Wasserspeicher, Lebens- und Refugialräume für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten und typische Landschaftselemente von landeskulturellem Wert. Desweiteren tragen sie auf Grund eines ausgeprägten Mikroklimas zur Verbesserung des Wasser- und Wärmehaushaltes der umgebenden Ackerfläche bei. Über viele Jahrhunderte wurden Sölle als natürliche, abflußlose Senken in die extensive Bewirtschaftung der Landschaft einbezogen, d.h. relativ gleichmäßig durch Stoffeintrag belastet sowie durch Biomasseentzug (Gehölz- und Sedimententnahme, Mahd sowie Schilfschnitt) wieder entlastet und durch Beweidung beeinflusst. Mit der intensiven Landbewirtschaftung in den 60er Jahren unseres Jahrhunderts begann die Einschränkung der Mehrfachfunktion dieser Kleingewässer in zunehmendem Maße. SUCCOW (1988 a) und RIECKEN et al. (1994) nennen als Ursachen der Beseitigung der Sölle Melioration, Nutzung als Entsorgungsraum, zunehmende Nährstoffbelastung und eine verstärkte Sedimentation durch erhöhten Bodenabtrag von umliegenden Ackerflächen. Zahlreiche Autoren (u.a. KLAFS et al. 1973; RINGLER 1976; RAABE 1979; ANT & BELLINGHOFF 1980; WEGENER 1983; KONOLD & WOLF 1987; STANGIER 1987) verzeichneten einen dramatischen Rückgang der Kleingewässer in den 70er und 80er Jahren. So mußte RINGLER (1976) eine Verlustbilanz von 80% der Sölle für ein Gebiet in Schleswig-Holstein aufstellen. HAMEL (1988) beschreibt sehr treffend die ambivalente Stellung dieser Feuchtbiootope innerhalb der Agrarlandschaft: "Es gibt kaum ein Landschaftselement, das sich hinsichtlich seiner mannigfachen, anfänglich von der Genese bestimmten Ausprägung und Funktion mit den Kleingewässern vergleichen läßt, aber auch keines, das von den Bewirtschaftern in vergleichbarem Maße als störender Bestandteil des Ackerlandes angesehen wurde." KONOLD (1983) hebt besonders hervor, daß die Gefährdung von Kleingewässern in ländlichen Gebieten besonders groß ist, da die verlorene Nützlichkeit durch keinen anderen Wert außer ihrer Individualität ersetzt wird. Besonders durch den Arten- und Naturschutz wurde die Problematik der Degradierung bzw. Dezimierung dieser Feuchtbiootope ins Licht der Öffentlichkeit gerückt. Exemplarisch hierfür steht der katastrophale Bestandsrückgang der Amphibien in Mitteleuropa. Als Hauptursache sehen HONEGGER (1981), BLAB (1986), HENLE & STREIT (1990) sowie SCHNEEWEISS (1996) den Verlust von Kleingewässern in der Agrarlandschaft an, die für verschiedene Arten die bevorzugten Laichhabitate darstellen. Die Kleingewässer und damit auch die Sölle werden daher auf Grund ihres dramatischen Rückganges im §32 des Brandenburgischen Naturschutzgesetzes sowie in der Roten Liste der gefährdeten

Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland (RIECKEN et al. 1994) generell zu geschützten Biotopen erklärt.

Die Entwertung und der Rückgang von Kleingewässern ist nicht ausschließlich als nationales Problem zu verstehen, sondern von internationaler Tragweite wie Untersuchungen u.a. von ROBERT et al. (1971), WHITMAN et al. (1988), KANTRUD et al. (1989) und BONNER et al. (1997) zeigen. Als Hauptursache für die Beseitigung dieser Feuchtbiootope diskutieren die Autoren die Zersiedelung der Landschaft sowie den zunehmenden agrikulturellen Einfluß. In der Forschung wurde der Konflikt zwischen der Erhaltung bzw. dem Schutz der Sölle einerseits und der landwirtschaftlichen Nutzung der Böden andererseits in der letzten Zeit immer mehr erkannt. Ein Ziel der mittlerweile zahlreichen Forschungsprojekte ist, Maßnahmen zur Lösung der Problematik abzuleiten und in die Praxis zu überführen. Erste Ergebnisse konnten für das Land Brandenburg auf einer Tagung zusammengefaßt werden (HAMEL et al. 1996).

Die Struktur von Kleingewässern ist mit der größerer Seen kaum vergleichbar. Kleine Gewässer besitzen eine verhältnismäßig große Litoralzone. Pelagial und Profundal sind dagegen klein oder fehlen. Die Schichtung des Wasserkörpers hat nur eine geringe Bedeutung. Gewässer, die z.T. auch austrocknen können, enthalten eine einzigartige Lebensgemeinschaft. Sie sind Grenzhabitate und bieten Lebensraum für Organismen, die in der Lage sein müssen, extreme Schwankungen physikalisch-chemischer Parameter zu tolerieren und insbesondere Trockenperioden im Ruhestadium zu überstehen. Für KREUZER (1940) zeichnen sich solche Gewässer durch die Astasie (griech. Unstetigkeit) ihrer Milieubedingungen aus. Kenntnisse über die qualitative und quantitative Zusammensetzung der einzelnen Nahrungskettenglieder ihre Wechselwirkungen untereinander sowie ihre Reaktion auf Schwankungen des Wasser- und Stoffhaushalts spielen eine entscheidende Rolle, um das Soll als dynamischen Lebensraum und damit die Erfüllung seiner Funktionen im Agrarökosystem richtig einschätzen zu können.

Im Gegensatz zu großen Seen ist in Kleingewässern eine klare Abgrenzung einzelner Kompartimente kaum vorhanden. Das Freiwasser solcher Gewässer wird neben Euplanktern in verstärktem Maße von Tychoplanktern, die eigentlich zu anderen Lebensgemeinschaften (Metaphyton, Periphyton, Benthos) gehören, besiedelt. In Kleingewässern sind daher Phytoplankter im weitesten Sinne und Aufwuchsalgen die bedeutendsten Produzenten des Freiwasserbereiches. Im Gegensatz zu den höheren Wasserpflanzen besitzen Phytoplankter eine sehr kurze Generationszeit und sind infolgedessen in der Lage, schnell auf Veränderungen der Umwelt insbesondere des Nährstoffdargebotes zu reagieren. Diese Fähigkeit sowie der umfängliche Artenpool und die starke Dynamik der Umweltbedingungen führt im Freiwasser zu einer Fülle von Artkombinationen. Unterschiedliche Kombinationen ergeben sich nicht nur von Gewässer zu Gewässer, sondern auch im Jahresverlauf eines Gewässers. Innerhalb dieser Sukzession entwickelt jedes Gewässer in der Regel individuelle Züge (SOMMER et al. 1989), die

in ähnlicher Ausprägung Jahr für Jahr wiederkehren oder jahresweise verschiedenen multistabile Zustände einnehmen können (KOHL et al. 1991). Phytoplankter sind durch ihren autotrophen Stoffwechsel an der Stabilisierung der Lebensbedingungen (Sauerstoffproduktion) beteiligt und bilden zugleich eine entscheidende Nahrungsbasis für viele Konsumenten. Das herbivore Zooplankton stellt den potentiellen Primärkonsumenten und damit Antagonisten des Phytoplanktons im Gewässer dar. In der Nahrungskette ist es somit das Verbindungsglied zwischen Produzenten und Konsumenten höherer Ordnung. In vielen Seen beeinflusst das Zooplanktongrazing nachhaltig die jahreszeitliche Sukzession des Phytoplanktons sowohl in qualitativer als auch in quantitativer Hinsicht (vgl. (SOMMER et al. 1989), HORN 1978). Die Ausnutzung der planktischen Primärproduktion durch die Konsumenten 1. Ordnung ist dabei hauptsächlich abhängig von der Filtrieraktivität der Zooplankter sowie der Freßbarkeit, Assimilierbarkeit und Abundanz der Phytoplankter. Charakteristisch für viele Seen ist die durch starken Grazingdruck der Zooplankter regelmäßige, fröhsommerliche Ausbildung von sog. „Klarwasserstadien“ d.h. extremen Phytoplanktonminima (HRBÁCEK et al. 1961, 1964; LAMPERT et al. 1986). Das sich mit Beginn der Fröhsjahrsvollzirkulation entwickelnde kleinzellige Phytoplankton bildet die optimale Nahrungsgrundlage für ein breites Spektrum von Zooplanktern. Zunehmende Abundanzen der Primärkonsumenten besonders der Cladoceren föhren zu einer schnellen Abnahme der Futterressourcen und zur Ausbildung von Klarwasserstadien. Vermindertes Nahrungsangebot, niedrige Geburtenraten und zunehmender Fraßdruck der Predatoren föhren dann wiederum in den Seen zu einer mehr oder weniger stark ausgeprägten schnellen Abnahme des Zooplanktonaufkommens. Neben der direkten Dezimierung des Phytoplanktons durch Fraß können außerdem indirekte Zooplanktoneffekte die Zusammensetzung des Phytoplanktons beeinflussen. So kann es z.B. zu einer Stimulierung des Wachstums von Algen durch die Aufnahme von Nährstoffen während der Darmpassage der Zooplankter (PORTER 1973, 1976) kommen. Desweiteren wird die Verminderung bzw. Hemmung der Ingestionsraten von herbivoren Zooplanktern durch sperrige Algenpartikel (STERN 1989), Phytoplankter mit großvolumigen Gallerthüllen (ROHRLACK et al. 1999 a) oder Algenzellen mit negativen Geschmackskomponenten (LAMPERT 1982; HENNING et al. 1991) beschrieben. Zu einer starken Dominanzverschiebung innerhalb der Zooplanktongemeinschaft kann es außerdem auf Grund der Ingestion von toxinbildenden Algen kommen (LAMPERT 1981; NIZAN et al. 1986; FULTON & PAERL 1987; BENNDORF & HENNING 1989; ROHRLACK et al. 1999 b).

Bisherige Untersuchungen an Söllen beschränkten sich auf die Erfassung und Kartierung dieser Kleingewässer, ihre Genese, die Feuchtedynamik und den Wasserhaushalt sowie den Einfluß der Landnutzung auf die Söllentwicklung (KLAFS et al. 1973; JESCHKE 1987; SCHINDLER 1996; SCHMIDT 1996; 1997; FRIELINGHAUS 1997). Darüber hinaus wurden Fragen zur Funktion von Söllen insbesondere der Habitatfunktion in der letzten Zeit von DREGER (1994), LUTHARDT & DREGER (1995); GREULICH & SCHNEEWEISS (1996); SCHNEEWEISS (1996) und KALETTKA et al. (1997) bearbeitet. Kenntnisse zum Nährstoffumsatz sowie zur trophischen Struktur des

Planktons speziell in Söllen sind sehr lückenhaft und wurden lediglich von NIXDORF (1988) und AMLONG (1992) ansatzweise untersucht. Ziel des hier vorzustellenden Projektes war es daher, die qualitative und quantitative Phyto- und Zooplanktonstruktur ausgewählter Sölle in Beziehung zu Nährstoffdargebot, Wasserzufluß und Landnutzung in zwei Gebieten Ostbrandenburgs zu erfassen. Dabei stand die komplexe Betrachtung der vorhandenen Ergebnisse im Mittelpunkt. Unter Einbeziehung weiterer limnologischer Parameter erfolgt eine nähere Charakterisierung der Sölle innerhalb der Agrarlandschaft. Darauf aufbauend sollen Schlußfolgerungen gezogen werden, die in die Ausarbeitung von Schutzkonzepten für diese Kleingewässer einfließen. Bei der Bearbeitung der Thematik standen verschiedene Fragen im Mittelpunkt der Untersuchungen:

Sind unterschiedliche saisonale Muster der Dynamik hydrochemischer und physikalisch- chemischer Parameter einzelner Sölle ausgeprägt?

Entwickelt sich die Planktongemeinschaft nach einem typischen saisonalen Schema?

Welcher Zusammenhang besteht zwischen Nährstoffverhältnissen und Planktonentwicklung?

Kann die Struktur der untersuchten Planktongemeinschaft als Indikator für den Gewässerzustand herangezogen werden?

Ist die Einordnung von Kleingewässern in bestehende Zustandsbewertungssysteme sowie limnologische Modelle sinnvoll und für die Praxis anwendbar?

Lassen sich limnologisch ähnliche Sölle typisieren?

Inwieweit können aus den Ergebnissen der Planktonuntersuchungen Schlußfolgerungen zum Schutz der Sölle abgeleitet werden?

Die Daten des Forschungsprojektes wurden in enger Kooperation mit dem Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. (ZALF) Müncheberg erhoben. Im ZALF werden auf der Grundlage eines Forschungsverbundsystems Beispielregionen modellhaft bearbeitet. Ziel ist es, die Ergebnisse auf das mitteleuropäische Tiefland zu übertragen und daraus ein Entscheidungshilfesystem für eine nachhaltige Landnutzung in dieser Region zu erarbeiten. Innerhalb dieser Forschungsprojekte werden mit Hilfe von Modulen hydrologische, biochemische, physikalische, ökologische sowie sozioökologische Prozeßabläufe in der Landschaft in Abhängigkeit von Klima, Witterung sowie anthropogenen Einflüssen und politischen Rahmenbedingungen in ihrer zeitlichen und räumlichen Dynamik beschrieben (BORK et al. 1997). In den untersuchten Beispielregionen (Parstein-Bölkendorf & Lietzen-Döbberin) stellen die Sölle ein wichtiges Landschaftselement dar. Sie sind als ein wesentliches Modul der mikroskaligen Landschaftsstruktur (Abb. 1) anzusehen. Die Untersuchungen an diesen Kleingewässern sowie daraus resultierende Ergebnisse und Schlußfolgerungen tragen sowohl zum genaueren Verständnis der internen Stoffkreisläufe und Kausalzusammenhänge dieser dynamischen Lebensräume, als auch zur Einschätzung ihrer Funktion in der Agrarlandschaft und somit zur Erarbeitung einer Konzeption zur nachhaltigen Landschaftsnutzung der Region Nordmitteleuropa bei.

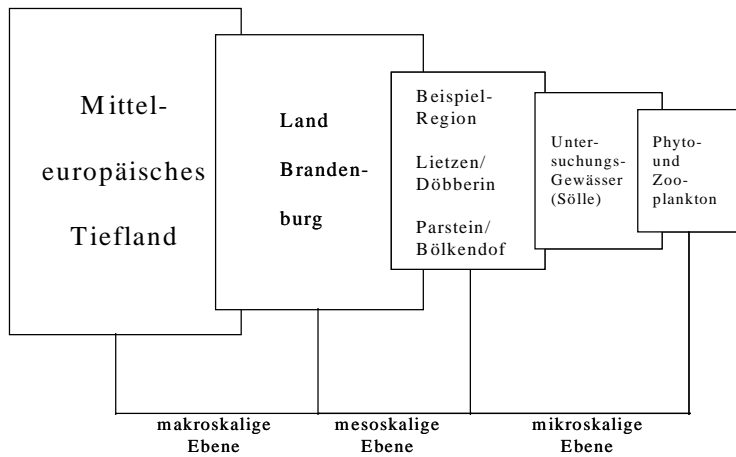


Abb. 1: Hierarchische Einordnung des Projektes in das Gesamtkonzept des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. Müncheberg

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden in der ersten Vegetationsperiode 1994/95 an elf Gewässern durchgeführt. Nach Auswertung der Ergebnisse erfolgte die Auswahl von sieben Söllen für die weiteren kontinuierlichen Untersuchungen während der Vegetationsperiode 1995/96 und 1996/97. Der Auswahl lagen physikalisch-chemische und hydrochemische Parameter sowie die Struktur des Sollgürtels zugrunde. Die Ergebnisse des ersten Untersuchungsjahres sind in HAACKE (1996 unveröffentlicht) und HAACKE et al. (1996) zusammengefasst. Nachfolgend wurden aus Gründen der klaren Ergebnisdarstellung sowie der Anwendung von statistischen Analysemethoden ausschließlich die über drei Jahre untersuchten Sölle einbezogen.

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Parstein-Bölkendorf

Das Untersuchungsgebiet Parstein-Bölkendorf befindet sich ca. 100 km nordöstlich von Berlin (Abb. 2). Das Gebiet liegt im Bereich des Choriner Endmoränenbogens im Rückland der Mecklenburgischen Seenplatte/Uckermärkischen Hügellandes (Höhe 62-72 m NN). Die Agrarlandschaft der Parsteiner Gundmoränenplatte ist u.a. durch kleine, geschlossene Hohlformen (Sölle) geprägt, die den Charakter von Binnenentwässerungsgebieten haben. Die mittlere Größe dieser Kleinst Einzugsgebiete beträgt 3 ha. Beiderseits der Straße Parstein-Bölkendorf befinden sich auf einer intensiv bewirtschafteten Ackerfläche von 250 ha 51 Sölle. Diese Kleingewässer weisen zumeist einen Durchmesser (Wasserfläche) von 10-30 m auf. Der mittlere jährliche Niederschlag in diesem Gebiet beträgt 547 mm (Wetterstation Angermünde 1951/1980) und es kann im Sommer eine Grundwasserzehrung von -50 bis 100 mm auftreten (DANNOWSKI et al. 1994). Das Bodensubstrat besteht aus erodierten Parabraunerden und Kolluvien auf Geschiebemergel (BORK et al. 1994). Im Gebiet Parstein-Bölkendorf wurden fünf Sölle (Barschpfuhl, Klarer Pfuhl, S 203, S II-8, S 205) untersucht. Nachfolgend werden die einzelnen Gewässer vorgestellt. Die pflanzensoziologische, hydrologische sowie sedimentologische Einordnung der Sölle wurde von KALETTKA et al. (1997) übernommen.

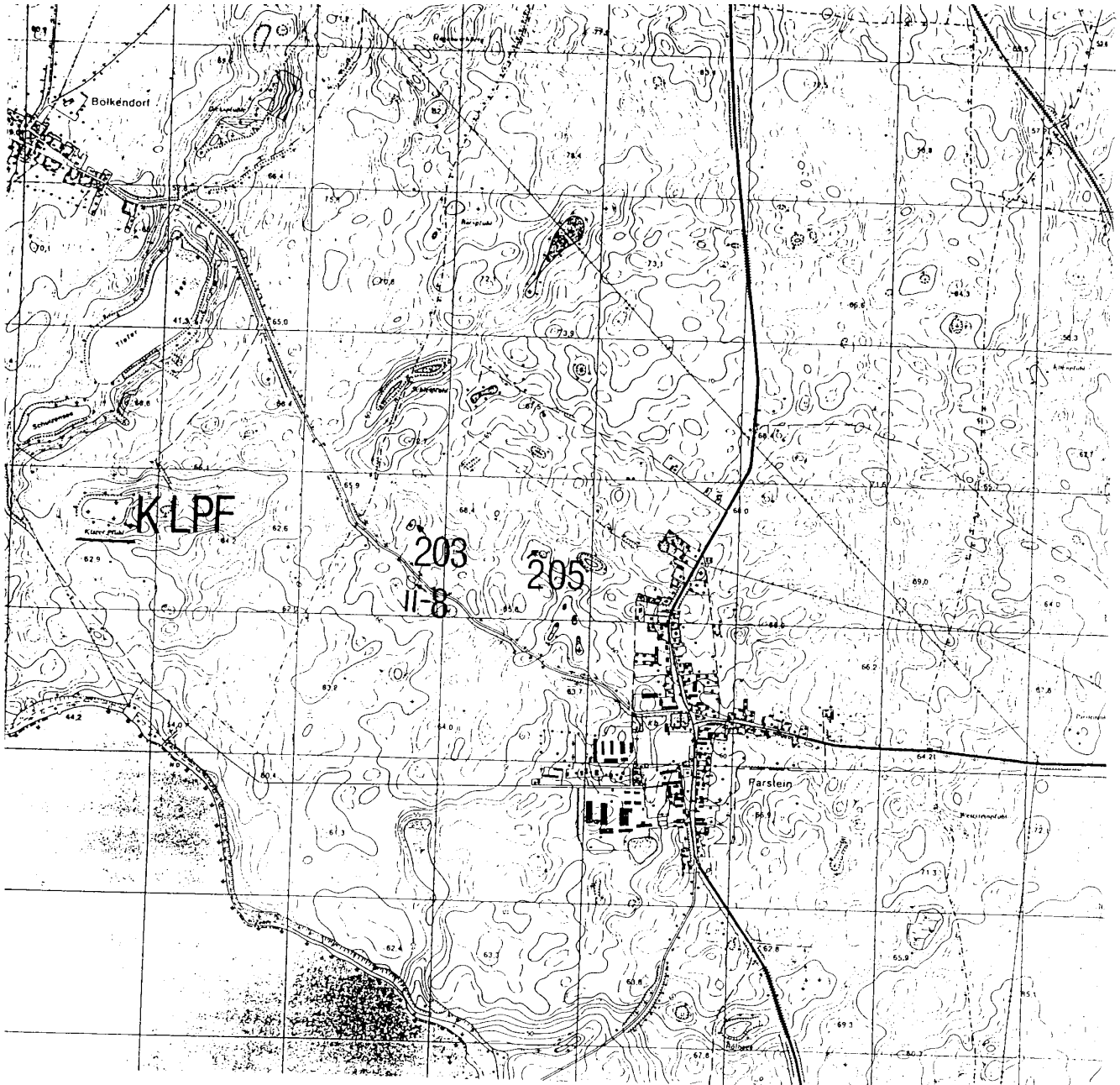


Abb. 2: Gebiet Parstein-Bölkendorf; die Untersuchungsgewässer sind schwarz ausgefüllt und mit Namen gekennzeichnet; Topographische Karte 1 : 20 000; Bezirk Frankfurt/ Oder Kreis Eberswalde Gemeinde Parstein (0710-113) Ausgabe 1978

Barschpfuhl (BAPF)

Der in der Endmoräne liegende Barschpfuhl (Abb. 3 B/3 C) gehört zum Forstrevier "Maienpfuhl". Er ist auf Grund seiner Lage lediglich durch forstwirtschaftliche Maßnahmen hydrologisch beeinflusst und dadurch im Vergleich zu den anderen Untersuchungsgewässern geringeren anthropogenen Stoffbelastungen ausgesetzt. Dieses Soll konnte daher als Beispiel für ein relativ unbelastetes Gewässer für die Untersuchungen herangezogen werden. In seiner jetzigen Ausprägung entstand der Barschpfuhl durch erhöhten Wasserzufluß infolge großräumigen Einschlags des alten Buchenbestandes und Neuanpflanzung von Nadelgehölzen im Einzugsgebiet. Die z.T. noch im Soll vorgefundenen Stämme von *Alnus glutinosa* vermitteln einen Eindruck von seiner ursprünglich geringen Größe. Es handelt sich somit um ein junges Sukzessionsstadium eines Gewässers. Der Barschpfuhl ist ein perennierendes Kleingewässer, das hydrologisch als Kesseltyp eingestuft werden kann. Hinsichtlich der Gewässerform ist das Soll dem Wannentyp zuzuordnen. Die Wasserfläche betrug 0,50 ha und die maximale Tiefe lag bei 2,5 m. Weiterhin bildete eine Schwimmblattgesellschaft mit *Nymphaea alba* (Verlandungsgesellschaft) einen Gürtel am Gewässerrand. Nach der Auffüllung des Solls infolge des großräumigen Holzeinschlages traten *Potamogeton compressum*, *P. obtusifolius*, *Nitella flexilis*, *Tolypella glomerata* und *Salvinia spec.* auf (pers. Mittlg. KOHL), die aber während der im Rahmen des Forschungsprojektes durchgeführten vegetationskundlichen Kartierungen nicht mehr nachgewiesen werden konnten. Das Ufer war allseits flach auslaufend mit gut ausgeprägten amphibischen Lebensbereichen. Die hier vorgefundenen Arten gehörten pflanzensoziologisch zu den Röhricht- und Feuchtwiesengesellschaften. Das Gewässer wurde von einem Gehölzsaum umgeben, in dem *Betula pendula* vorherrschte. Daneben kamen *Alnus glutinosa* und *Quercus sp.* vor. An Hand der Sedimentuntersuchungen konnten in diesem Gewässer drei verschiedener Organomudden über Sand nachgewiesen werden (Abb. 3 A). Das Bohrprofil ließ nach KALETTKA et al. (1997) jedoch noch keine eindeutige Einordnung des Gewässers hinsichtlich des Solltyps zu.

	Schichttiefe [cm]	Glühverlust (450°C) [%]	Schichtsubstrat nach FINNERN et al. (1994)	submerse Mudden nach SUCCOW (1988 b)
W				Wasser
Omu (GD)	0-33	42,65	Grobdetritus: Laub, Holz; mittel zersetzt	Organomudde (Omu)
Omu (MD)	33-40	52,38	Mitteldetritus: Laub, Holz mittelstark zersetzt	Organomudde (Omu)
Omu (MD)	40-77	-	Mitteldetritus: Holz, Braunmoos	Organomudde (Omu)
S	77-94	-	mittel- bzw. feinsandig, nicht bindig	Sand

Abb. 3 A: Barschpfuhl/ Bohrprofil Sollmitte



Abb. 3 B: Barschpfuhl Sommeraspekt



Abb. 3 C: Barschpfuhl Winteraspekt

Klarer Pfuhl (KLPF)

Der semipermanierende Klare Pfuhl (Abb. 4 B/4 C) war mit einer Wasseroberfläche von 1,99 ha das größte Untersuchungsgewässer und trug eher Kleinseecharakter. Er liegt in einer kuppigen Grundmoräne. Hydrologisch ist dieses Gewässer dem Rinnentyp zuzuordnen. Die maximale Tiefe betrug 2,5 m. Dieses Soll liegt in einer Senke und wurde von einem ca. 5 - 20 m breiten Röhricht- und Gehölzgürtel umgeben. Das Röhricht (*Phragmitetea*) wurde dominiert von einem Mischbestand aus *Phragmites australis*, *Typha latifolia* sowie *Alisma plantago-aquatica*. Der Gehölzstreifen bestand aus *Salix alba*, *Populus tremula*, *Salix cinerea* sowie *Prunus spinosa*. Schwimmblattgesellschaften mit *Nuphar lutea* stellten die aquatische Sollflora dar. Die Gewässerform im Klaren Pfuhl war mit einer Rinne vergleichbar und die Uferlinie verlief geschwungen. Die Ansprache des Sedimentprofils ergab zwei verschiedene Silikatmudde-Schichten und eine Organo-(Torf)mudde-Schicht (Abb. 4 A). Angesichts der Torfaufgabe unmittelbar über einer Stauschicht aus schluffig-tonigem Lehm konnte dieses Gewässer als echtes ertrunkenes Soll eingeordnet werden.

	Schichttiefe	Glühverlust (450°C)	Schichtsubstrat	submerse Mudden
	[cm]	[%]	nach FINNERN et al. (1994)	nach SUCCOW (1988 b)
W				Wasser
Smu (FD)	0-10	16,41	Feindetritus (FD), breiig, schluffig	Silikatmudde (Smu)
Smu (MD)	10-76	25,97	Mitteldetritus (MD), bindig, schluffig-tonig	Silikatmudde (Smu)
Omu (S-T)	76-86	46,41	Planzenreste: Schilf (S)/ Holz	Organo-(Torf)mudde (Omu)

Abb. 4: A Klarer Pfuhl/ Bohrprofil Sollmitte



Abb. 4 B: Klarer Pfuhl Sommeraspekt



Abb. 4 C: Klarer Pfuhl Winteraspekt

Soll 203 (S 203)

Das Soll 203 (Abb. 5 B/5 C) mit einer Wasserfläche von 0,2 ha war von einem 5-10 m breiten Röhrichtgürtel vollständig umsäumt. In ihm fanden sich typische Röhrichtarten, u.a. *Typha latifolia*, *Glyceria fluitans*, *Phalaris arundinacea* und *Alisma plantago-aquatica*. In windgeschützten Uferbereichen konnte sich eine Wasserlinsendecke bestehend aus *Lemna minor* und *Spirodela polyrrhiza* entwickeln. Außerdem war *Lemna trisulca* submers in diesen Abschnitten zu finden. Submerse Makrophyten bedeckten ca. 80 % der Freiwasserfläche. Bestandsbildende Arten waren *Ceratophyllum submersum* sowie verschiedene Vertreter der Gattung *Potamogeton* spp. Das Soll liegt inmitten einer welligen Grundmoräne. Es besaß eine lang-ovale Form (Wanne) mit gerader Uferlinie und hatte eine mittlere Tiefe von 2,3 m. Hydrologisch ist das Soll als schwach temporär-perennierendes Gewässer dem Ausuferungstyp zuzuordnen. Durch die sedimentologische Untersuchung konnten zwei Silikatmudden und eine sandige Lehmschicht nachgewiesen werden. Auf Grund des Bohrprofils ist dieses Gewässer als Pseudosoll einzuordnen (Abb. 5 A).

	Schichttiefe [cm]	Glühverlust (450 °C) [%]	Schichtsubstrat nach FINNERN et al. (1994)	submerse Mudden nach SUCCOW (1988 b)
W				Wasser
I Smu (FD)	0-12	12,5	Feindetritus (FD), flüssig	Silikatmudde
II Smu (FD)	12-32	9,04	Feindetritus (FD), breiig	Silikatmudde
Ls2	32-77	12,39	schwach sandiger Lehm, schluffig, feinsandig	sandiger Lehm

Abb. 5 A: Soll 203 / Bohrprofil Sollmitte



Abb. 5 B: Soll 203 Sommeraspekt



Abb. 5 C Soll 203: Frühjahrsaspekt

Soll II/8 (S II/8)

Das Soll II/8 (Abb. 6 B/6 C) liegt in einem schwach welligen Grundmoränen-Gebiet. Es war nur durch einen 0-2 m breiten Grünlandstreifen, bestehend aus *Iris pseudacorus*, *Cirsium arvense*, *Salix alba*, *Myosoton aquaticum*, *Sambucus nigra* und *Prunus spinosa*, vom umliegenden Acker getrennt. Die Böschung war steil abfallend. Der Uferbereich des Gewässers wurde von einem Rohrglanzgras-Röhricht gebildet. In den Sommermonaten wurde das Freiwasser fast vollständig von *Lemna minor* bedeckt. Die Gewässerform war rund. Das Ufer fiel sehr steil ab (44 %). Das Soll kann als ein schwach temporäres bis perennierendes Kleingewässer eingeschätzt werden, das nur selten trockenfällt. Die Wasserfläche betrug im Frühjahr 1994 ca. 0,03 ha mit einer maximalen Tiefe von 2,5 m. Hydrologisch wird das Soll dem Kesseltyp zugeordnet. Die sedimentologische Ansprache zeigte deutlich, daß dieses Gewässer in den 80iger Jahren ausgebaggert wurde (Abb. 6 A). Die erste Auflage war eine Silikatmudde, darauf folgten zwei Schichten von sandigem Lehm.

	Schichttiefe [cm]	Glühverlust (450°C) [%]	Schichtsubstrat nach FINNERN et al. (1994)	submerse Mudden nach SUCCOW (1988 b)
W				Wasser
Smd	0-2	n.d.	frischsedimentierter, fauliger Feindetritus (nach Ausbaggerung)	Silikatmudde
Ls 2	2-19	n.d.	schwach sandiger Lehm, schluffig, feinsandig	sandiger Lehm
Ls 2 (GS)	19-26	n.d.	schwach sandiger Lehm, schluffig, feinsandig; z.T. Grobsand	sandiger Lehm

Abb. 6 A: Soll II/8 Bohrprofil Sollmitt



Abb. 6 B: Soll II/8 Sommeraspekt



Abb. 6 C: Soll II/8 Frühjahrsaspekt

Soll 205 (S 205)

Das Soll 205 (Abb. 7 A/ 7 B) liegt in einer welligen Grundmoränenlandschaft. Es gehört zu den schwach temporär bis perennierenden Gewässern und wird hydrologisch dem Kesseltyp zugeordnet. Die Gewässerform war oval. Im Frühjahr 1994 betrug die Wasserfläche 0,18 ha. Das Ufer war steil abfallend (35%) und die maximale Tiefe lag bei ca. 2,50 m. Die Flora des Freiwasserbereiches war nur auf die Gewässerrandzone beschränkt und umfaßte eine Schwimmblattdecke aus *Potamogeton natans*, *Lemna minor* und *Polygonum amphibium*. Das Sollufer war durch Rohrglanzgrasröhricht charakterisiert. Das Kleingewässer war von einem schmalen Vegetationsgürtel (0-2 m) mit diversen Staudenfluren umgeben und dadurch eng mit der Agrarlandschaft verzahnt. Dieses Soll wurde vor einigen Jahren ausgebaggert und kann analog zum Soll II/8 auch ohne Sedimentuntersuchung der Gruppe der entschlammten Sölle zugeordnet werden.



Abb. 7 A: Frühjahrsaspekt Soll 205



Abb. 7 B: Herbstaspekt Soll 205

2.1.2 Lietzen-Döbberin

Das Untersuchungsgebiet Lietzen-Döbberin befindet sich ca. 80 km östlich von Berlin auf der Lebuser Platte (50-70 m über NN). Es grenzt im Westen an das Landschaftsschutzgebiet Platower Mühlenfließ/Heidelandschaft Worin. Die Agrarlandschaft zwischen Lietzen, Döbberin, Niederjesar und Alt-Mahlisch (Abb. 8) ist ein stark reliefiertes Binnenentwässerungsgebiet der kuppigen Grundmoräne, in dem das Niederschlagswasser ausschließlich den natürlicherweise abflußlosen Senken mit ihren Söllen zufließt. Fließgewässer sind nicht vorhanden. Der mittlere jährliche Niederschlag beträgt 540 mm (Wetterstation Müncheberg). Das Untersuchungsgebiet umfaßt ca. 2100 ha Ackerfläche mit 44 Söllen. Die Solldichte ist mit 2 Söllen pro 100 ha im Vergleich mit Literaturangaben (KALFS et al. 1973, JESCHKE 1987, WEGENER 1983) nicht sehr hoch. Grund dafür ist die überwiegend großräumige Reliefierung mit großen Kuppen und Senken sowie langgezogenen Hängen. Die Sölle sind meist groß (40-110 m Durchmesser Wasserfläche) und trocknen nur zum Teil über den Sommer völlig aus (ZALF BERICHT 14/ 1994; KALETTKA et al. 1997). Das Gebiet weist im Vergleich zum Areal Parstein-Bölkendorf eine wesentlich höhere Reliefenergie auf. Die beiden in diesem Gebiet untersuchten Kleingewässer (S 17F, S 20) gehören zum Flächennaturdenkmal Sollkette Lietzen-Döbberin. Die Gewässerrandstreifen werden seit 1994 durch Vertragsnaturschutz extensiv bewirtschaftet. Um

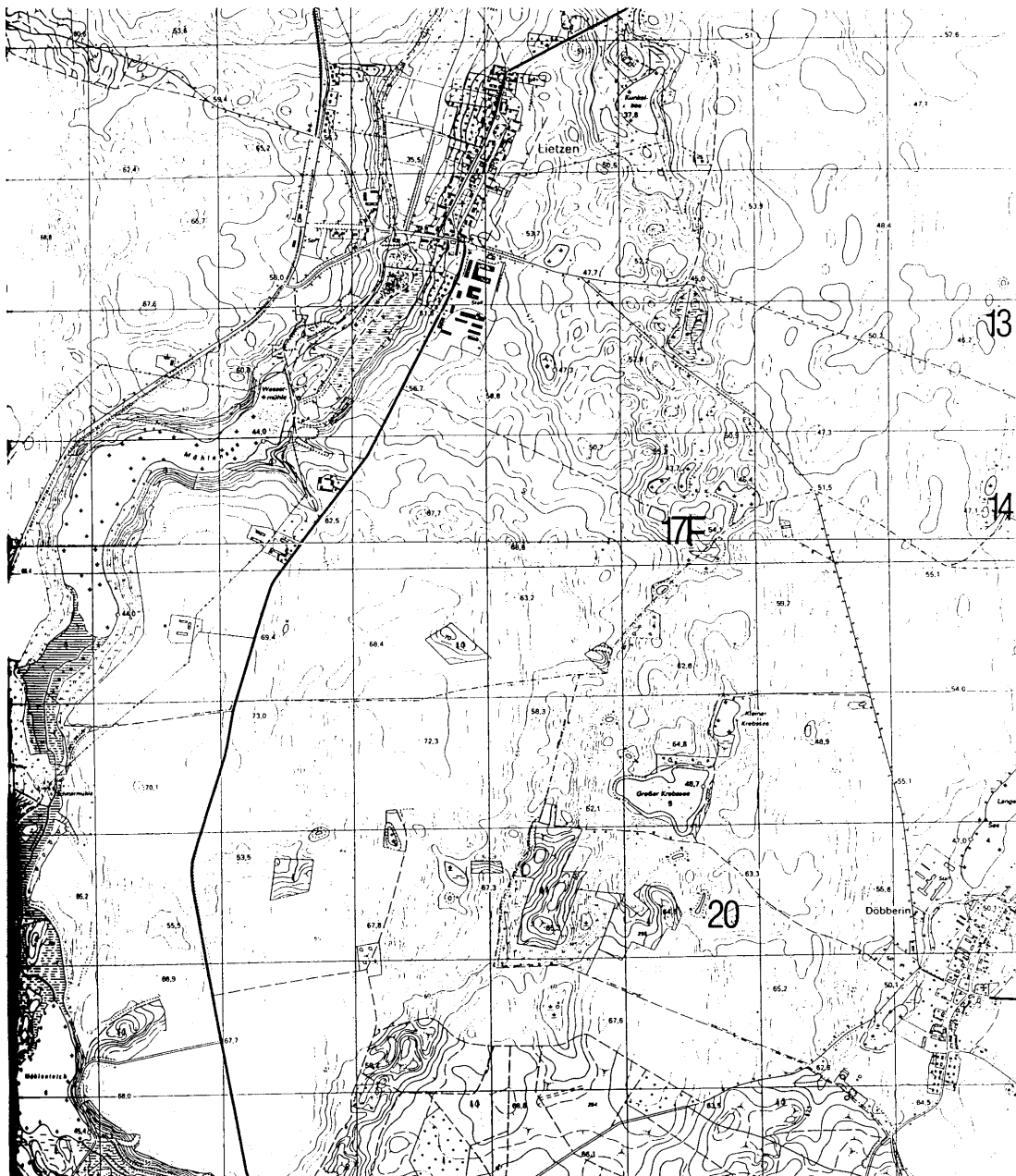


Abb. 8: Gebiet Lietzen-Döbberin; Untersuchungsgewässer sind schwarz ausgefüllt und mit Namen gekennzeichnet; Topographische Karte 1:20000, Bezirk Frankfurt/Oder Kreis Seelow Gemeinde Lietzen (0810-412), Gemeinde Falkenhagen (0810-414) (1978)

eventuell gebietstypische Unterschiede visuell zu verdeutlichen, werden die Kleingewässer aus dem Lietzen-Döbberiner Gebiet jeweils mit einem Stern (*) gekennzeichnet. Sedimentprofile und damit die Einordnung der Sölle nach KLAFS et al. (1973) stehen bislang aus. Sie bleiben den Untersuchungen des Kooperationspartners ZALF nach Bewilligung eines Nachfolgeprojektes vorbehalten.

Soll 20* (S 20*)

Das Soll 20* (Abb. 9 A/ 9 B) liegt in einer tiefen Senke einer Grundmoräne der Brandenburger Staffel der Weichselkaltzeit. Die Sollform war lang oval mit gerader Uferlinie. Morphometrisch war dieses semipermanierende Kleingewässer dem Rinnentyp zuzuordnen. Die Gewässerfläche betrug 0,17 ha und die maximale Tiefe 1,5 m. Es war durch einen breiten Röhrichtgürtel mit *Sparganium erectum*, *Alisma plantago-aquatica*, *Phragmites australis* und *Typha latifolia*, der sich vom nördlichen bis zum südöstlichen Ufer des Gewässers erstreckt, charakterisiert. Im aquatischen Bereich waren *Lemna trisulca* sowie einige Laichkähler, z.B. *Potamogeton crispus*, *Potamogeton natans* und eine im Sommer das Gewässer fast vollständige bedeckende Schwimmblattflora mit *Lemna minor* und *Spirodela polyrrhiza* zu finden. Als floristische Besonderheit ist das Auftreten von *Stratiotes aloides* zu nennen. Das Soll war von einem schmalen nicht sehr dichten Gehölzgürtel (0,5-1 m) bestehend aus *Salix cinerea*, *Sambucus nigra* und *Quercus robur* umgeben.



Abb. 9 A: Soll 20 Sommeraspekt



Abb. 9 B: Soll 20 Herbstaspekt

Soll 17F* (S 17F*)

Einen besonderen Charakter wies das perennierende Soll 17F* (Abb. 10 A) auf. Es ist Teil eines großen zusammenhängenden Feuchtgebietes der Gruppe Kimmritz Loch. Hier handelt es sich offensichtlich um eine große flache Senke mit mehreren Einzelsenken inmitten einer stark welligen Grundmoräne. Die Gewässerfläche betrug 0,2 ha und die maximale Tiefe 0,8 m. Hinsichtlich seiner hydrologischen Bewertung kann dieses Kleingewässer als ausufernder Typ beschrieben werden. Das Soll wurde fast vollständig mit einer Hornblatt-Schwebmattengesellschaft aus *Ceratophyllum submersum* (Abb. 10 B) ausgefüllt. Den Uferbereich besiedelte vorwiegend *Equisetum fluvatile*. Subdominant kamen *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea*, *Typha latifolia*, *Lycopus europaeus*, *Solanum dulcamara*, *Rumex palustris* und *Alisma plantagoaquatica* vor. *Lemna minor* und *Spirodela polyrrhiza* bildeten in windgeschützten Uferbereichen eine Schwimmblattdecke aus. Außerdem war *Lemna trisulca* submers in diesen Abschnitten zu finden. Das Gewässer wurde von einem 0,5-2 m breiten Saum umschlossen. Bestandsbildende Arten waren *Salix cinerea*, *Salix alba*, *Sambucus nigra* und in der Staudenflur *Urtica dioica*.



Abb. 10 A: Soll 17F* Herbstaspekt



Abb. 10 B: Soll 17F* Schwebmattengesellschaft aus Zartem Hornblatt (*Ceratophyllum submersum*)

2.2 Freilandarbeit

2.2.1 Probennahme

Die Probennahme erfolgte zu Beginn der Untersuchungen 14-tägig, um bei Trockenfallen der Sölle genügend Auswertungsmaterial zur Verfügung zu haben. Ab Juni 1994 wurden die Gewässer monatlich beprobt. Es erfolgte die Entnahme von Einzelproben, die in einem Sammelgefäß zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Die Probentiefe wurde bei den Einzelproben über die Freiwasserzone variiert und betrug durchschnittlich 0,50 m.

Um die quantitative Phytoplanktonstruktur zu erfassen wurden 2 mal 100 ml einer Mischprobe mit 4-5 Tropfen Lugolscher Lösung fixiert. Für die qualitative Bestimmung des Phytoplanktons wurden 9 l Seewasser über ein Planktonnetz (Maschenweite 10 µm) angereichert, in ein 60 ml Gefäß überführt und mit einer 3% igen Formaldehydlösung fixiert. Außerdem wurden zusätzlich 2,5 l Mischprobe wie vorab beschrieben mit Formaldehydlösung fixiert, um die Algen mit einer Größe unter 10 µm zu erfassen. Für die Auswertung des Zooplanktonmaterials, erfolgte die Entnahme einer Gewässerprobe mittels eines 3 l Schöpfbechers, der an einer 3 m langen Teleskopstange befestigt war. Über ein Planktonnetz (Maschenweite 55 µm) wurden 9 l Seewasser angereichert, in ein 250 ml - Gefäß überführt und ebenfalls mit einer 3% igen Formaldehydlösung fixiert. Zur Entnahme von Planktonlebensproben wurden wiederum 9 l Seewasser über ein 55 µm Planktonnetz (Zooplanktonprobe) bzw. 10 µm Planktonnetz (Phytoplanktonprobe) angereichert und in Probengefäße überführt.

Für die chemischen Untersuchungen der gelösten Komponenten wurden ca. 200 ml der jeweiligen Probe noch vor Ort über Glasfaservorfilter und Membranfilter mit 0,2 µm Porenweite (Zelluloseacetatfilter Sartorius) mittels Unterdruck filtriert. Die Filter wurden zuvor mit ca. 250 ml deionisiertem Wasser gewaschen und mit ca. 50 ml Mischprobe äquilibriert. Diese Sofortproben, eine Mischprobe von 100 ml und 2 l wurden in einer Kühlbox innerhalb kürzester Zeit ins Labor transportiert und weiteren Untersuchungen zugeführt. Alle verwendeten Flaschen und Geräte wurden zuvor mit 1 N HCL gewaschen und 3 fach mit deionisiertem Wasser gespült. Die nach der Filtration des Seewassers verbleibenden Filter wurden bis zur weiteren mikroskopischen Bearbeitung des darauf befindlichen Phytoplanktons im Labor in Petrischalen feucht aufbewahrt.

2.2.2 Messung physikalisch-chemischer Parameter

An den jeweiligen Probenstellen wurden der pH-Wert mittels WTW Microprocessor pH-Meter, der Sauerstoffgehalt [mg/l] und die Sauerstoffsättigung [%] mittels WTW Microprocessor Oximeter sowie die Leitfähigkeit [µS] mittels WTW Conductivity Meter LF 196 gemessen. Alle genannten Meßgeräte besitzen eine integrierte Temperaturanzeige. Die Wassertemperatur [°C] des jeweiligen Gewässers wurde über die drei Einzelwerte gemittelt.

2.2.3 Hydrographie, Hydrologie und Sedimentologie

Die Ermittlung der hydrographischen, hydrologischen und sedimentologischen Parameter in den Untersuchungsgebieten wurde vom Kooperationspartner ZALF vorgenommen. Die angewandten Methoden wurden ausführlich von KALETTKA et al. (1997) beschrieben. Die Pegelmessungen (soweit diese Meßeinrichtung vorhanden war) erfolgten monatlich an wasserführenden Söllen. Sobald Wasserstände unter die Bodenoberfläche fielen, wurden diese Werte nicht mehr berücksichtigt. Die monatlichen Niederschlagssummen sind den Witterungsberichten des Deutschen Wetterdienstes der Station Angermünde für das Parstein-Bölkendorfer Gebiet und der Station Müncheberg für Lietzen-Döbberin des Zentralamtes Offenbach a.M. entnommen.

2.3 Laborarbeit

2.3.1 Hydrochemische Parameter

Zur Charakterisierung der Nährstoffdynamik innerhalb der Untersuchungsgewässer wurden selektiv die Hauptnährstoffe Phosphor, Stickstoff und Silizium bzw. ihre jeweiligen Freiwasserspecies erfaßt. Mittels der Ionenchromatographie erfolgte eine sofortige Bestimmung der Anionen NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} und Cl^- aus der 100 ml Filtratprobe. Über die Fließinjektionsanalyse (FIA, "flow injection analysis") erfolgte die Bestimmung weiterer hydrochemischer Parameter (Tab. 1). Für die Mehrzahl dieser Parameter wurden die üblichen Verfahren der Wasseranalytik verwendet, wobei das jeweilige Analysenprinzip die Grundlage für die FIA bildete.

Tab. 1: FIA-Bestimmung der verschiedenen hydrochemischen Parameter

Proben (vgl.2.2.1)	Parameter	Methode	Nachweis- grenze [$\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$]
Filtrat	SRSi (gelöstes reaktives Silikat)	Molybdänblaureaktion	3,0 Si
Filtrat	NH_4^+ (Ammonium)	Abtrennung als NH_3 durch Gasdiffusion	2,0 NH_4^+
Vollprobe	TP (Gesamtphosphat)	alkalischer Aufschluß mit Peroxodisulfat und Bestimmung als gelöstes reaktives Phosphat	0,2 PO_4^{3-}
Vollprobe	TN (Gesamtstickstoff)	alkalischer Aufschluß mit Peroxodisulfat und Bestimmung als Nitrat	0,2 NO_3^-

2.3.2 Phytoplanktonstruktur

Für die qualitative Bestimmung der Mikroalgen unter 10 µm wurde das formaldehydfixierte Originalmaterial im Labor einige Tage zum Aussinken der Phytoplankter stehengelassen und danach der Überstand mittels einer Wasserstrahlpumpe abgenommen. Um eventuell aufgerahmte Cyanophyceae feststellen zu können, erfolgte das Absaugen der Flüssigkeit nicht direkt von der Oberfläche sondern von der Mitte des Überstandes aus. Der verbleibende Bodensatz wurde nochmals stehengelassen, der Überstand nach einiger Zeit von der Mitte abgehoben und dann zu der 60 ml Probe hinzugegeben. Diese Probe wurde um die Algen ergänzt, die sich auf den Filtern befanden. Zu diesem Zweck wurde die feuchte Filteroberseite am Rand eines Blockschälchens abgestreift, die suspendierten Algen mit etwas destilliertem Wasser im Schälchen gelöst und dann in die 60 ml-Probe überführt. Damit für die weiteren Untersuchungen relativ detritusfreies Algenmaterial vorliegt, wurde die so entstandene Mischprobe anschließend über eine Netzfilterkaskade (300 µm, 200 µm und 100 µm Maschenweite) gereinigt, konzentriert, in 25 ml Gefäße überführt und nochmals mit Formaldehyd nachfixiert.

Die qualitative Analyse der Mikroalgen erfolgte mittels eines Umkehr-Durchlichtmikroskopes (SEDIVAL) bei 320, 640 und 1600 facher Vergrößerung. Mikroskopische Untersuchungen der Lebendproben waren zur Identifizierung verschiedener Mikroalgen unverzichtbar. So ist z.B. die Form der Kolonie bei einigen Taxa, z.B. *Synura* spp. und *Uroglena* spp. zum größten Teil nach der Fixierung auf Grund des Zerfalls in Einzelzellen nicht mehr reproduzierbar. In der Gruppe der Phytoflagellaten ist nur im lebenden Zustand die Beobachtung des Schwimmverhaltens der Individuen möglich. Außerdem kann es durch die plötzliche Konservierung dieser Mikroalgen zum Verlust von Geißeln, deren Anzahl, Länge, Anordnung und Form wichtige Bestimmungskriterien darstellen, kommen. Die lichtmikroskopische Determination der Mikroalgentaxa erfolgte unter Verwendung der lugol- und formaldehydfixierten Proben. Es wurden 0,2 ml der gut geschüttelten Lugolprobe in eine Planktonkammer pipettiert und die Gattungen bzw. Arten mikroskopisch bestimmt. Außerdem erfolgte die Auswertung des formalinfixierten Materials mittels Objekträgerpräparaten. Zur besseren Identifizierung eventuell vorhandener Gallerthüllen wurden von den Phytoplanktonproben Tuschepräparate angefertigt.

Die zur Bestimmung der Taxa verwendete Literatur ist in Tabelle 2 zusammengefaßt. Weiterführende Arbeiten zu diesem Themenkomplex werden im Ergebnisteil aufgeführt oder anschließend diskutiert. Das zur taxonomischen Einordnung verwendete System ist der Arbeit von KRAMMER & LANGER-BERTALOT (1991) entlehnt.

Tab. 2: Übersicht über die verwendete Standardliteratur zur Bestimmung der Mikroalgentaxa

Algenklasse	Bestimmungsliteratur
Cyanophyceae	GEITLER (1932); ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK (1985; 1986; 1988; 1989)
Chrysophyceae	STARMACH (1985)
Xanthophyceae	ETTL (1978)
Bacillariophyceae	KRAMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1991)
Chlorophyta s.l.	KOMAREK & FOTT (1983); ETTL (1983); LENZENWEGER (1996; 1997)
Cryptophyceae	FOTT (1968)
Dinophyceae	POPOVSKY & PFIESTER (1990); FOTT (1968)
Chloromonadophyceae	FOTT (1968)
Euglenophyceae	HUBER-PESTALOZZI (1955)

2.3.3 Chlorophyll a-Analyse

Die Bestimmung des Chlorophyll-a erfolgte mit der Umkehrphasen-HPLC. Das Verfahren ist detailliert im Abschlußbericht BMFT (1993) der AG Ökologie der Humboldt-Universität zu Berlin und bei WOITKE et al. (1996) beschrieben.

2.3.4 Biovolumenbestimmung der Phytoplankter

Das Biovolumen der Mikroalgen wurde exemplarisch für das Soll 205 über zwei Vegetationsperioden bestimmt. Die angewandte Methode sowie die Berechnungsgrundlage sind in TEUBNER (1997) ausführlich beschrieben.

2.3.5 Abundanzbestimmung der Phytoplankter

Die Ermittlung der Abundanz (Häufigkeit) einzelner Algenarten ist zur Quantifizierung und Charakterisierung der Phytoplanktongesellschaften in den Untersuchungsgewässern notwendig. Im Hinblick auf die Anzahl der Untersuchungsgewässer, die Formenvielfalt der Algen und dem zur Verfügung stehenden Zeiteinsatz wurde zur qualitativen Analyse die Anwendung einer Schätzungsskala gewählt. Das verwendete Bonitursystem (Tab. 3) orientiert sich an TÄUSCHER (1981) und KRIENITZ (1992).

Es wurde die Häufigkeitsverteilung jeder Mikroalgenart pro Probenentnahme bestimmt. Die Zusammenfassung der Einzelergebnisse erfolgte auf der Basis der Algengruppen, dabei wurde die höchste Abundanzstufe der jeweiligen Einzelarten auf die taxonomische Einheit übertragen. Die Ergebnisse der Chlorophyceae und der Conjugatophyceae wurden zusammengefaßt und als

Tab. 3: Bestimmung der Abundanz der Algentaxa durch Schätzung in Anlehnung an TÄUSCHER (1981) und KRIENITZ (1992)

Bonitur	geschätzter Biomasseanteil [%]
1 1 = vereinzelt/ kaum zu übersehen	1 - 3
2 2 = mehrfach/ nicht zu übersehen	4 - 10
3 3 = zahlreich/ bedeutendes Vorkommen	10 - 20
4 4 = sehr zahlreich/ aspektbildend	20 - 40
5 5 = massenhaft/ extreme Entwicklung	> 40

Chlorophyta sensu lato (s.l.) bezeichnet (KOHL et al. 1993; MOLLENHAUER & GUTOWSKI 1996).

2.3.6 Trophie-Quotient

Die Berechnung der Trophie auf der Grundlage der Mikroalgenarten erfolgte nach den von THUNMARK (1945) und NYGAARD (1949) aufgestellten Formeln (Tab. 4).

Tab. 4: Verwendete Formeln zur Berechnung des Trophie-Quotienten nach THUNMARK (1945) und NYGAARD (1949)

Quotient	Formel	Autor
Cyanophyceen-Quotient (Qcyano.)	Cyanophyceae/Desmidiales	NYGAARD (1949)
Chlorophyceen-Quotient (Qchloro.)	Chlorococcales/Desmidiales	THUNMARK (1945)
Euglenophyceen-Quotient (Qeugl.)	Euglenophyceae/ Cyanophyceae+Chlorococcales	NYGAARD (1949)
Compound Quotient (CQ)	Cyanophyceae+Chlorococcales+Euglenophyceae/ Desmidiales	NYGAARD (1949)

In die Berechnung geht die Artenzahl, aber nicht die Abundanz der Individuen, ein. Um jahreszeitliche Unterschiede im Arteninventar der Sölle nicht in die Bestimmung der Quotienten einfließen zu lassen, wurde die Artenzahl der jeweiligen Gruppe über die gesamte Untersuchungsperiode herangezogen (KLOTTER 1954; HÖHNE & KLOSE 1966; TÄUSCHER 1981). Kritische Taxa finden keine Berücksichtigung in den Berechnungen. Der Diatomeen-Quotient wurde auf Grund der fehlenden Arterfassung nicht ermittelt und geht somit nicht in den Gesamt-Trophiequotienten (CQ) ein.

2.3.7 Stetigkeit

Inwieweit eine Art den Charakter des Gewässers bestimmt ist aus den Angaben zur Stetigkeit ableitbar. Mittels der Stetigkeit wurde die zeitliche Konstanz des Auftretens einer bestimmten Algenart geprüft und formal nach BRAUN-BLANQUET (1964) wie folgt übertragen.

VI	= stets vorhanden	(80-100 % der assoziierten Individuen)
V	= meist vorhanden	(60-80 %)
IV	= öfters vorhanden	(40-60 %)
III	= nicht oft vorhanden	(20-40 %)
II	= selten vorhanden	(2-20 %)
I	= vereinzelt vorhanden	(< 2 %)

Sie wurde für die gesamte Untersuchungszeit für jede Art ermittelt. Es galt die Beziehung:

$$S [\%] = \text{Aix} / n * 100$$

S = Stetigkeit; Aix = Anzahl der Identifizierungsereignisse einer Art; n = Zahl der Stichproben

2.3.8 Zooplanktonstruktur und- abundanz

Die mikroskopische Analyse der Zooplanktonlebensproben erfolgte zum einen unter Nutzung des Betäubungsmittels MS 222 (bei hoher Abundanz von großen Planktern), das in einer Verdünnung von 1:1000 den Proben zugesetzt wurde. Zum anderen unter Zusatz eines 5%igen Natriumalginats (FLUKA CHEMIE AG) bei hohen Dichten von Protozoen und Rotatorien, um diese in ihrer Beweglichkeit einzuschränken. Die Auswertung der fixierten Zooplanktonproben im Labor beinhaltet die Bestimmung des in der Probenflasche befindlichen Gesamtprobenvolumens mittels Meßzylinder sowie die Auszählung von fixierten Teilproben. Bei der Auswertung der Teilproben werden 1,0-2,0 ml der gut geschüttelten Zooplanktonsuspension in eine Zählkammer mit einer Pipette, die eine erweiterte Öffnung besitzt, übertragen und mittels eines Umkehr-Durchlichtmikroskopes (SEDIVAL) Anzahl und Art der Organismen erfaßt. Die Ermittlung der Zooplanktondichte erfolgte nach den Gleichungen:

$$D [\text{Ind./l}] = \text{MF} * n \quad \text{MF} = (\text{GV}/\text{ZV})/\text{SV}$$

D = Zooplanktonindividuen-Dichte; MF = Multiplikationsfaktor; n = Summe der gezählten Individuen; GV = Gesamtprobenvolumen; ZV = Zählvolumen; SV = Volumen der Schöpfprobe

Die Bestimmung der Gattungen bzw. Arten erfolgte an Hand der in Tabelle 5 zusammengefaßten Literatur. Die zur Einordnung der Zooplanktontaxa verwendeten systematischen Gliederungen sind durch eine Markierung (*) in der Tabelle gekennzeichnet. Zusätzliche Informationen

verschiedener Autoren, z.B. zur Autökologie der Zooplankter, werden im Ergebnis- und Diskussionsteil gegeben.

Die Einordnung der Zooplankter in Größenklassen erfolgt in Anlehnung an SOMMER (1994). Zu den Mikrozooplanktern (20-200 µm) werden die bestimmten Protozoen, Rotatorien und Naupliuslarven gezählt. Als Mesozooplankton (200 µm-2 mm) werden nachfolgend Cladoceren, Copepodide und adulte Copepoden bezeichnet.

Tab. 5: Verwendete Literatur zur Bestimmung der Zooplanktontaxa; mit einem * markierte Autoren bildeten die Grundlage für die systematischen Einordnung der Taxa

Systematische Einheit	Bestimmungsliteratur
Crustacea	FLÖSSNER (1972) *; RUTTNER-KOLISKO (1972); SCOURFIELD & HARDING (1966)
Copepoda	KIEFER & FREYER (1978) *
Rotatoria	KOST (1978) *; PONTIN (1978)
Testacea & Heliozoa	GROSPIETSCH (1972) *
Ciliata	BICK (1972) *; FOISSNER et al. (1995)

Die Bestimmung der Arten wurde bei den Cladoceren nur an adulten Tieren vorgenommen. Bei den Copepoden erfolgte eine Unterscheidung zwischen Calanoida und Cyclopoida. Eine Artbestimmung erfolgte ausschließlich bei adulten Tieren.

2.3.9 Hydrographie, Hydrologie und Sedimentologie

Die Auswertung sowie Eingruppierung der Untersuchungsgewässer hinsichtlich ihrer hydrographischen, hydrologischen sowie sedimentologischen Parameter erfolgte durch den Kooperationspartner ZALF und wird methodisch in KALETTKA et al. (1997) wiedergegeben.

2.3.10 Statistische Analyse

Eine Voraussetzung vieler statistischer Verfahren ist die Stichprobennormalverteilung eines Parameters. Bei der Prüfung konnte keine Normalverteilung der Originalgewässerdaten festgestellt werden. Die Logarithmustransformation der Daten erbrachte keine signifikante Annäherung an die Normalverteilung. Auf Grund der starken Inhomogenität wurden die Ursprungsdaten durch Ränge ersetzt und nichtparametrische (verteilungsfreie) statistische Verfahren angewandt. Inwieweit ein statistischer gesicherter Zusammenhang zwischen zwei Parametern innerhalb eines Gewässers bestand, wurde mittels Rangkorrelations-Koeffizienten von Spearman (r_s) geprüft (u.a. GRIMM & RECKNAGEL 1985). Der multiple Vergleich von Rangsummen nach Student-Newman-Keuls (SACHS 1997) lieferte Aussagen hinsichtlich der signifikanten Unterscheidung der Gewässer gegenüber einem Parameter. Außerdem erfolgte die

Zusammenfassung der Gewässerdaten einzelner Parameter unter verschiedenen zeitlichen Gesichtspunkten (Tab. 6) über die Berechnung von Medianen (Zentralwerten).

Tab. 6: Übersicht über die Zusammenfassung der Gewässerdaten für verschiedene zeitliche Intervalle

Definition	Anzahl der Werte für:	
	eine Vegetationsperiode	gesamte Untersuchungszeit
Gewässer-Saisonmedian	4	12
Gewässer-Jahresmedian	1	3
Gewässer-Median	-	1

Die Einordnung der Gewässereinzelswerte in die jeweilige Saison wurde wie folgt vorgenommen:

Frühjahr (F)	März - Mai
Sommer (S)	Juni - August
Herbst (H)	September - November
Winter (W)	Dezember - Februar

Um den Vergleich zwischen Stichproben verschiedener Gruppen klar darzustellen wurden Box-and-Whisker plots verwendet. In diesen Diagrammen dienen Quantile der Darstellung von Lage und Streuung eines Parameters. Die Darstellungsweise ermöglicht es, sog. „Ausreisser“-Werte deutlicher hervorzuheben. Durch die Anwendung der Hauptkomponentenanalyse war es möglich, mehr als zwei Parameter (Variablen) miteinander zu vergleichen und die wesentliche Struktur des Datensatzes grafisch zu veranschaulichen. Es wurde ein „hochdimensionales“ Problem in ein „niedrigdimensionales“ überführt. Hauptkomponenten sind neugeschaffene statistische Variable, die selbst nicht direkt meßbar sind. Sie werden aus den gemessenen Variablen errechnet. HENRION & HENRION (1995) sehen den Vorteil solcher künstlichen Variablen darin, daß sie mehr Informationen übertragen als jede einzelne Ausgangskomponente.

Die statistische Datenanalyse und die grafische Darstellung wurden unter Verwendung der Softwareprogramme Statgraphics plus und SPSS 7.5 durchgeführt.

3 Ergebnisse

3.1 Wasserhaushalt/ Wasserzufluß

Die Ausprägung der charakteristischen Züge eines Solls werden entscheidend durch seinen Wasserhaushalt bestimmt. Da diese Gewässer in der Regel keine direkte Verbindung zum Grundwasser haben, werden sie hauptsächlich durch Niederschlag und Bodenwasser (Erosion und Oberflächenabfluß sowie Stauwasserabfluß) gespeist. In Abbildung 11 ist in Anlehnung an SCHINDLER (1996) der Wasserhaushalt eines Solls mit seinem Kleinzugsgebiet modellhaft

dargestellt. Das Bodenwasser fließt über Oberflächenabfluß/ Erosion und Stauwasser aus dem Hangbereich zum Hangfuß und zum Soll. Die Menge und Qualität dieses Wassereintrages ist u.a. von der Bodenstruktur und der ackerbaulichen Nutzung (Bodenbewirtschaftung, Art/ Dichte der Pflanzendecke) abhängig. Wasserverluste treten vor allem durch Evapotranspiration (Verdunstung) und Versickerung auf. Bei der Betrachtung des Wasserhaushaltes dieser Kleingewässer ist außerdem die Hydrographie (Fläche/ Relief des Einzugsgebietes, Sollform) zu berücksichtigen. Im Rahmen der bearbeiteten Thematik werden nachfolgend die Ergebnisse zur Dynamik der Wasserstände der Sölle vorgestellt. Aussagen zur Qualität und Quantität des Bodenwasserzuflusses in die Untersuchungsgewässer können z.T. nur indirekt erfolgen, da die Untersuchungen im ZALF dazu erst Mitte 1996 begonnen haben und sowohl die umfangreiche Datenauswertung sowie die Weiterführung der Untersuchungen von einer Projektverlängerung abhängig sind.

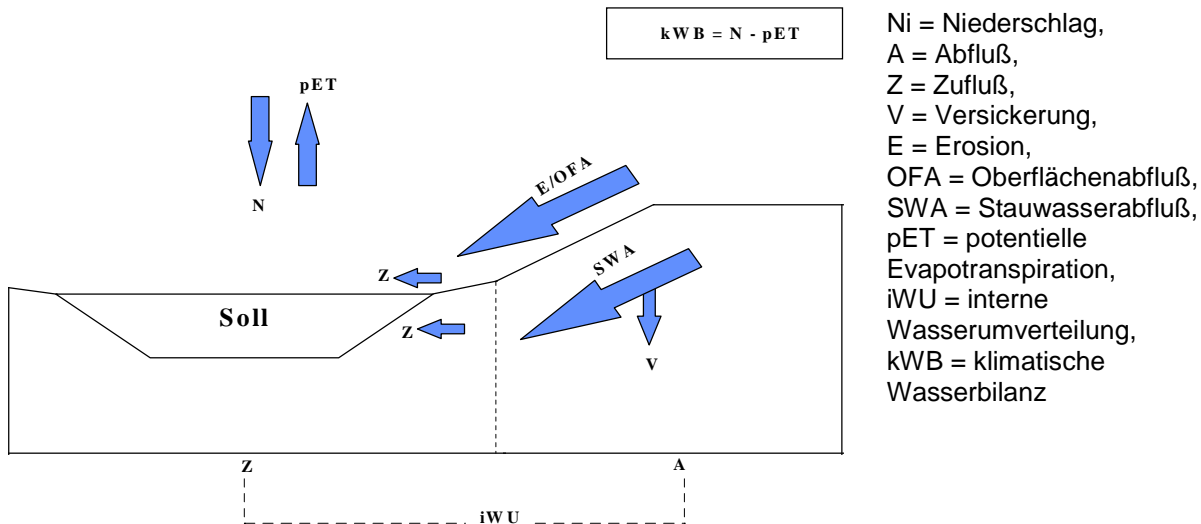


Abb. 11: Wasserhaushalt im Kleinzugsgebiet eines Solls nach SCHINDLER (1996)

3.1.1 Niederschlag und Wasserstand

In Abbildung 12 sind die monatlichen Niederschlagsmengen und Wasserstände der Sölle in den beiden Untersuchungsgebieten dargestellt. Allgemein ist eine ähnliche Dynamik der Wasserstandsänderung in allen Söllen zu beobachten. An eine Auffüllphase im Frühjahr/ Sommer schließt sich eine mehr oder weniger starke Wasserzehrungsphase während der Herbst- und Winterperiode an. Die Zuflußbedingungen im Winter (z.B. Frostboden) können offensichtlich als der entscheidende Faktor für die Intensität des Wasseranstiegs im Frühjahr angesehen werden. Durch den milden Winter 1993/94 und 1994/95 konnten die hohen Niederschläge versickern und wurden den Söllen vermutlich indirekt über den lateralen Zwischenabfluß zugeführt (KALETTKA et al. 1997). Der extrem lange Winter 1995/96 (5

monatige Eisbedeckung) führte trotz Fehlen von starken Niederschlägen über direkten Oberflächenabfluß des Schmelzwassers zum schnellen Füllen der Sölle. Dies wird besonders im Soll 20* deutlich, dem, bedingt durch die hohe Reliefenergie des Einzugsgebietes, hohe Mengen Wasser in kürzester Zeit zufließen können. Insgesamt verhindern die Sommerniederschläge meist nicht den Rückgang des Wasserstandes. Die Ursache hierfür liegt in der negativen klimatischen Wasserbilanz (vgl. Abb.11). Der Wasseraustrag über Evapotranspiration ist größer als der Eintrag über Niederschläge. Für Nordostdeutschland liegt das langjährige Mittel der Niederschläge bei 450-600 mm/a. Die Evapotranspiration freier Wasserflächen und Feuchtgebiete wird für diese Region mit 600-700 mm/a angegeben (QUAST 1995).

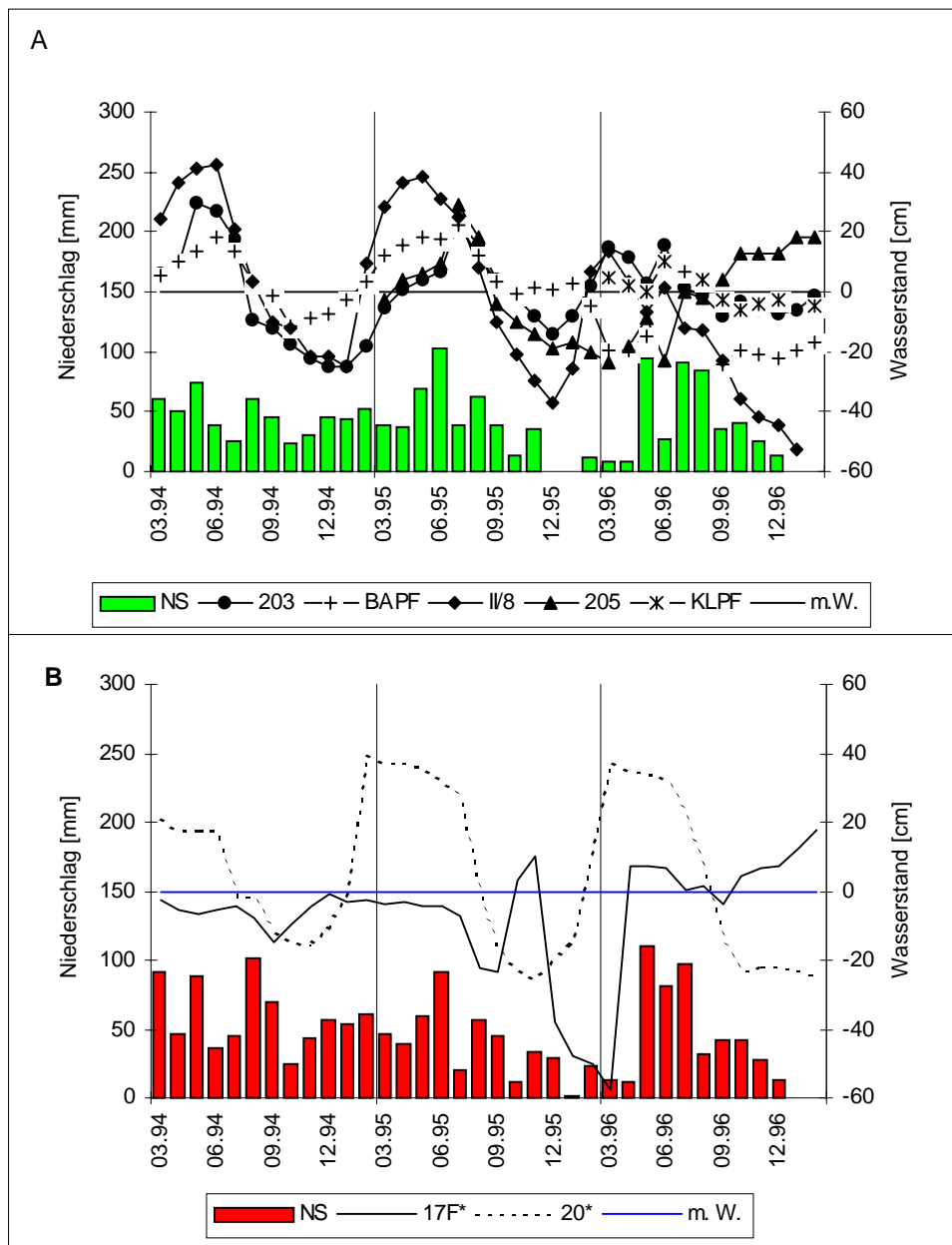


Abb. 12: Vergleich Niederschlags- und Pegelschwankungen in den Untersuchungsgebieten Parstein-Bölkendorf (12 A) und Lietzen-Döbberin (12 B); die horizontale Linie markiert den normierten, mittleren Wasserstand, der sich aus den mittleren Wasserständen der einzelnen Gewässer ergibt

3.1.2 Bodenwasser

Zufluß über Oberflächenwasser und Wassererosion:

Allgemeine Angaben über Wassererosion sind in FRIELINGHAUS (1997) zu finden. Durch das Fehlen großer Bodenporen auf Grund intensiver Bearbeitung kann Niederschlagswasser nicht schnell genug in den Boden eindringen und fließt den Hang hinab. Verschiedene Faktoren, die zu einer stärkeren Wassererosion beitragen, sind in Tabelle 7 zusammengefaßt. In der Übersicht wurden erosionsverstärkende Faktoren auf Grund bestimmter Ackerbewirtschaftungsweisen nicht berücksichtigt.

Tab. 7: Übersicht der erosionsverstärkenden Faktoren nach FRIELINGHAUS (1997); ohne Berücksichtigung der Ackerbewirtschaftungsweise

Faktor	Erhöhtes Wassererosionspotential
Niederschlag	> 5,0 mm je Stunde
Bodenstruktur	Sandige Lehme und lehmige Sande
Hangneigung	> 4,0 %
Bodenbedeckung	< 50 %
Hanglänge	> 50 m
auf Frostboden	Schneeschnmelze oder Regen

Die Einschätzung der beiden Untersuchungsgebiete hinsichtlich ihrer potentiellen Gefährdung durch Wassererosion ergab unter Nutzung der Angaben von FRIELINGHAUS (1997), KALETTKA et al. (1997) für das Gebiet Lietzen-Döbberin eine höhere Gefährdung als für die Untersuchungsfläche Parstein-Bölkendorf (Tab. 8). Im Lietzen-Döbberiner Raum dominieren größere Sölle mit großem, stark reliefiertem Einzugsgebiet. Daraus läßt sich ein höheres Wassereintragspotential über Oberflächenabfluß und Erosion für die Untersuchungsgewässer in diesem Gebiet ableiten.

Tab. 8: Einschätzung der Untersuchungsgebiete hinsichtlich ihrer potentiellen Wassererosionsgefährdung unter Nutzung der Angaben von FRIELINGHAUS (1997) und KALETTKA et al. (1997)

Parameter	Parstein-Bölkendorf [% Sölle gesamt]	Lietzen-Döbberin [% Sölle gesamt]
Relief Einzugsgebiet:		
schwach wellig	65	10
stark wellig, kuppig	16	55
Fläche Solleinzugsgebiet		
Median (ha)	2,8	7,5
kleine Sölle (< 3 ha)	52	5,0
große Sölle (3-10 ha)	15	45
Niederschlagserosivität ($\text{kJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	45-50	35-40
potentielle Wassererosionsgefahr	mittel	hoch

Zufluß über Stauwasser:

SCHINDLER (1996) untersuchte 1993/1994 im Gebiet Parstein-Bölkendorf beispielhaft für ein Soll mit kleinem Binneneinzugsgebiet die Wasserhaushaltsparameter. In dieser Zeit flossen dem Soll insgesamt 1087 m³/a über Stauwasserleiter zu. Bezogen auf die Sollfläche von 1,2 ha ergab das 90 mm/a Wasser. Für die Wasserbilanz des Kleingewässers war dieser Zufluß bedeutsam. Der Autor schätzt ein, daß der Stauwasserzufluß für kleinere Sölle mit ähnlichem Einzugsgebiet noch entscheidender ist. Die Übertragbarkeit der Erkenntnisse auf andere Gebiete ist noch nicht gesichert. Erste Ergebnisse von KALETTKA et al. (1997) an einem Soll in der Nähe von Müncheberg 1996/1997 ergaben, daß starke laterale Zuflüsse nach Frostfreiheit im Frühjahr und bei Starkregen auftraten. Hingegen war der Stauwasserzufluß im Soll bei Dauerregen vergleichsweise gering. Die Reaktionszeit der Pegel im Kleingewässer auf die lateralen Zuflüsse lag unter 20 Tagen. Im Gegensatz dazu registrierten LUTHARDT & DREGER (1995) bei Pegelmessungen in einem Soll bei Altkünkendorf (bei Angermünde) im Sommer 1995 einen Anstieg der Wassersäule um 3 mm trotz fehlender Niederschläge an diesem Tag. Sie führten die Beobachtung auf einen Zwischenabfluß aus dem Einzugsgebiet zurück, der schon einen Tag nach einem Starkregenereignis zu registrieren war. Schon diese wenigen Angaben über den Stauwassereintrag in Sölle zeigen, daß diese lateralen Zuflüsse für den Wasserhaushalt bedeutsam sind und wie Oberflächenzufluß und Wassererosion von unterschiedlichsten Faktoren beeinflusst werden. Eine Einschätzung des möglichen Stauwasserpotentials der Kleingewässer in den beiden Untersuchungsgebieten kann auf Grund des fehlenden Datenmaterials nicht erfolgen.

3.2 Stoffeintrag

Auf Grund ihrer engen Verzahnung mit der Agrarlandschaft stellen Sölle potentielle Stoffakkumulationsräume dar. Als einen der hauptsächlichen Stoffeintragspfade sieht FRIELINGHAUS (1997) die Bodenerosion. Dabei wird Material an der Bodenoberfläche durch Wasser (vgl. 3.2.1.) oder Wind verlagert. Wind hoher Geschwindigkeit überströmt die Bodenoberfläche und setzt durch Druck- und Hubkräfte Teilchen in Bewegung. In Tabelle 9 sind die Hauptfaktoren, die Winderosion begünstigen, zusammengefaßt. Die Folgen für Kleingewässer sind Verschlammung, Akkumulation von Pestiziden und Eutrophierung.

Tab. 9: Hauptfaktoren die Winderosion begünstigen in Anlehnung an FRIELINGHAUS (1997)

Faktor	erhöhte Winderosionsgefahr
Windgeschwindigkeit	> 8 m je sec. (in 10 m Höhe)
Textur	Feinsand und Anmoore
Wasserhaushalt	Böden mit geringer Feldkapazität
Bodenbedeckung	< 20 %
Länge der windbeeinflussten Fläche	Lawinen- bzw. Schneeballeffekt
Relief	eben bis schwach wellig
Landschaft	strukturarm = windoffen

In Brandenburg wurden über viele Jahre Bodenabträge an verschiedenen Standorten mit unterschiedlichen Bewirtschaftungsbedingungen gemessen. Der Bodenabtrag lag zwischen 0,1-170 t pro ha*a. In einer Tonne verlagertem Boden wurden neben Spuren von Pflanzenschutzmitteln durchschnittlich 3,1 kg organischer Kohlenstoff, 0,3 kg Stickstoff und Phosphor bestimmt (FRIELINGHAUS 1997). Starke Bodenabträge traten vor allem auf Flächen mit Fruchtarten ohne ausreichende Bodenbedeckung sog. Reihenkulturen (Zuckerrüben, Mais, Kartoffeln, Sommergetreide) auf. Die Schätzung von M. FRIELINGHAUS (1996) für ein Soll des Lietzen-Döbberiner Gebietes ergab ca. 15 t/ha*a akkumuliertem Boden am und im Gewässer. Das würde bei diesem Boden einen durchschnittlichen jährlichen Eintrag von 46,5 kg Kohlenstoff sowie 4,5 kg Stickstoff und Phosphor in das Gewässer bedeuten.

Für die Untersuchungsgebiete ergibt sich eine mittlere potentielle Winderosionsgefährdung (FRIELINGHAUS 1997). Allerdings sind Stoffeinträge über Winderosion auf Grund der geringeren Reliefeenergie und den z.T. fehlenden windreduzierenden Elementen (z.B. Hecken oder Baumbestände) im Gebiet Parstein-Bölkendorf bedeutsamer einzuschätzen als in Lietzen-Döbberin. Im letztgenannten Gebiet ist ein erhöhter Stoffeintrag auf Grund von Wassererosion (tonreicher Boden) und Stauwasserzufluß in die Sölle zu diskutieren (vgl. 3.2.1.). Bei der Einschätzung des Stoffeintragspotentials ist außerdem die unterschiedliche Bindung von Phosphat- und Stickstoffdünger an Bodenpartikel zu berücksichtigen. Phosphate werden oxidativ an Bodenpartikel gebunden und nur in geringem Anteil mit dem Sickerwasser ins Grundwasser eingeschwemmt. Statt dessen können sie mit den Bodenpartikeln horizontal verfrachtet werden und auf diese Weise in größerem Umfang in Oberflächengewässer gelangen. Außerdem kommt es bei einem Absinken des Redoxpotentials im Boden unter 250 mV zu einer verstärkten Mobilisierung des Phosphats aus der Eisenfraktion und einer Lösungsfracht. Nach FIRK & GEGENMANTEL (1986) werden jährlich 7% des gesamten Phosphoreintrags den Gewässern über Erosion zugeführt. Stickstoff wird von den Landwirten in Form von Nitrat- oder Ammoniumdünger sowie Harnstoff ausgebracht. Nitrat ist leicht wasserlöslich und wird daher mit dem Sickerwasser in den Unterboden und ins Grundwasser verlagert. Ammonium ist zwar geringer beweglich, kann aber durch Mikroorganismen zu Nitrat (Nitrifikation) oxidiert und ebenfalls ausgewaschen werden. Über Grund- und Drainwässer wird 31% und über Erosion 2% des Gesamtstickstoffeintrags in die Gewässer verfrachtet. Zusammenfassend zeigt sich, daß im Lietzen-Döbberiner Gebiet auf Grund des erhöhten Erosionspotentials eine verstärkte Phosphatbelastung der Sölle zu erwarten ist. Allerdings bleiben dabei die Anbau- und Bewirtschaftungsweise der Böden unberücksichtigt. Zum Stoffeintrag in die

Untersuchungsgewässer können nur allgemeine Aussagen gemacht werden. Eine qualitative und quantitative Abschätzung der Akkumulation sowie die Diskussion im Zusammenhang mit der Planktonentwicklung kann aus den unter Punkt 3.2. genannten Gründen nicht erfolgen. Die zu erwartenden Ergebnisse des Kooperationspartners würden außerdem nur Aussagen über den Stoffeintrag durch Bodenwasserzufluß an ausgewählten Söllen erlauben.

3.3 Physikalisch-chemische Parameter

Die untersuchten Sölle unterscheiden sich hinsichtlich der Leitfähigkeit des Söllwassers signifikant. Der Spearmannsche Rang-Korrelationskoeffizient zeigt einen stark positiv statistischen Zusammenhang ($\alpha = 0.01$; zweiseitiger Test) zwischen Leitfähigkeit und Chlorid- bzw. Sulfatkonzentration für alle Kleingewässer auf. Im Barsch Pfuhl wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum gleichbleibend niedrige Leitfähigkeitswerte gemessen (Abb. 13)

Die Jahresverläufe der Leitfähigkeitswerte des Wassers der Feldsölle lassen eine mehr oder weniger ausgeprägte Jahresdynamik erkennen. An kurzzeitige Frühjahrsminima schloß sich im Sommer und Herbst eine Periode mit relativ gleichbleibenden Leitfähigkeitswerten an. Eine Ausnahme bildete das Soll 17F*, in dem die Ionenkonzentrationen im Sommer bzw. Herbst stetig abnahm und die minimalen Gehalte des Frühjahrs z.T. weit unterschritten. In den Wintermonaten wurden im Wasser der Sölle immer die höchsten Ionenkonzentrationen gemessen.

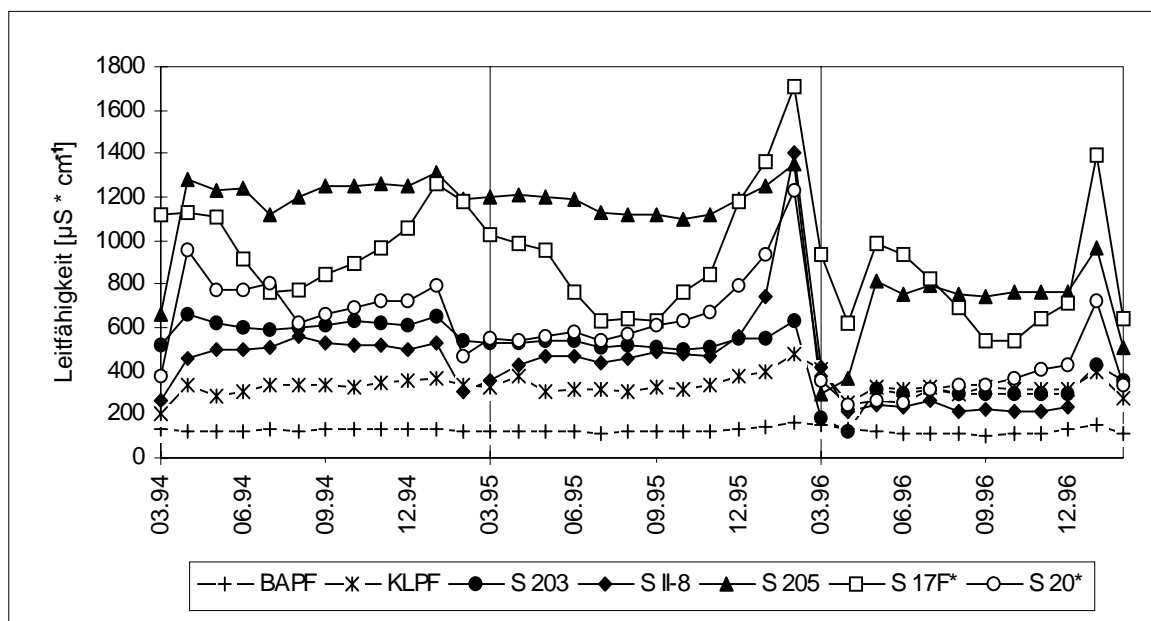


Abb. 13: Jahresgänge der Leitfähigkeitswerte für die Untersuchungsgewässer

Vergleicht man die Einzelwerte der Gewässer über die gesamte Untersuchungszeit (Abb. 14) sowie die Ergebnisse der Rang-Varianzanalyse (Tab. 10) lassen sich klar verschiedene Gruppierungen abgrenzen. Der Barschpfuhl und der Klare Pfuhl weisen deutlich niedrige Leitfähigkeitswerte (BAPF: MD 124 $\mu\text{S}/\text{cm}$; KLPF: MD 325 $\mu\text{S}/\text{cm}$) mit geringer

Schwankungsbreite auf. Im Gegensatz dazu sind die höchsten Werte dem Soll 205 zuzuordnen (MD 1124 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Auffällig ist die starke Schwankungsbreite der Werte. In den übrigen Söllen (S 203; S II/8; S 17F*; S 20*) ist ein gebietstypischer Trend dieses Parameters erkennbar. Die Kleingewässer der Parstein-Bölkendorfer Region weisen niedrigere Leitfähigkeitswerte auf (S 203: MD 522 $\mu\text{S}/\text{cm}$; S II/8: MD 464 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Im Gegensatz dazu traten im Lietzen-Döbberiner Gebiet höhere Ionenkonzentrationen mit größerer Schwankungsbreite auf (MD S 17F*: 967 $\mu\text{S}/\text{cm}$; S 20*: MD 572 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Tab. 10: Leitfähigkeit: Varianz-Analyse der Rangsummen nach Student-Newman-Keuls; in den homogenen Untergruppen wurde das Gruppenmittel dargestellt; wegen ungleicher Gruppengröße wurde das Harmonische Mittel von 35.700 angewendet Datengrundlage: Gewässereinzelswerte

P=0.05 für die Untergruppen						
Gewässer	N	1	2	3	4	5
BAPF	36	19.097				
KLPF	36		80.666			
S II/8	34			103.868		
S 203	36			119.430		
S 20*	36				144.125	
S 17F*	36					200.722
S 205	36					209.388
Sign.		1.000	1.000	0.077	1.000	0.324

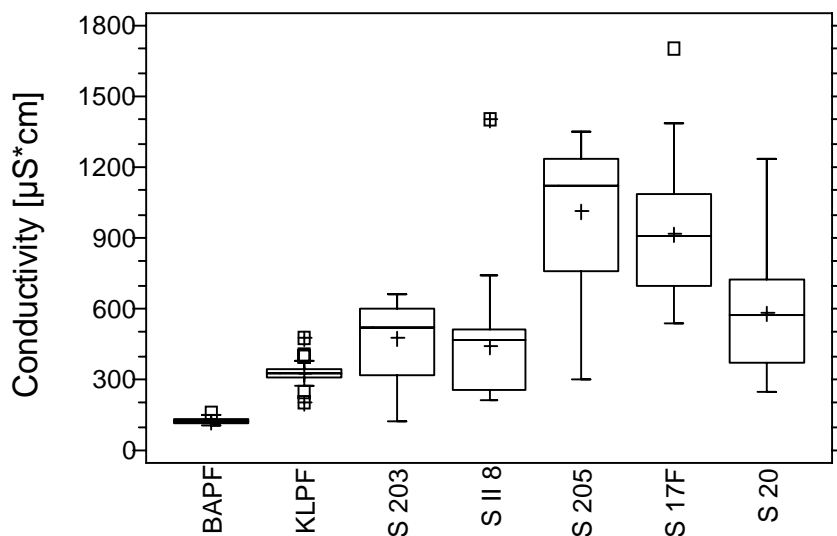


Abb. 14 Leitfähigkeitseinzelswerte der Sölle über die gesamte Untersuchungszeit; Datenbasis: n = 36 bzw. 34; box plot-Darstellung mit Median und Ausreißern

Die Untersuchungsgewässer lassen sich hinsichtlich der gemessenen pH-Werte kaum signifikant unterscheiden (Abb. 15 und Tab. 11). Die höchsten pH-Werte wurden im Klaren Pfuhl und im Soll 205 gemessen (MD/KLPF: 8,0; S 205: 8,2). Daran schließen sich Barschpfuhl (MD/ 7,65) und das Soll 17F* (MD/ 7,56) an. Die verbleibenden Sölle S 203, S II/8 und S 20 * weisen sehr ähnliche

pH-Mediane (von 7,20 bis 7,30) auf. Die Schwankungsbreite der pH-Werte war in allen Söllen relativ gering. In den Untersuchungsgewässern des Parstein-Bölkendorfer Gebietes wurden allerdings teilweise extrem hohe Werte dieses Parameters gemessen.

Tab. 11: pH-Wert: Varianz-Analyse der Rangsummen nach Student-Newman-Keuls; in den homogenen Untergruppen wurde das Gruppenmittel dargestellt; wegen ungleicher Gruppengröße wurde das Harmonische Mittel von 35.700 angewendet
Datengrundlage: Gewässereinzelswerte

Gewässer	N	P = 0.05 für die Untergruppen		
		1	2	3
S 20*	36	64.875		
S 203	36	85.014		
S II/8	34	91.647		
S 17F*	36		117.639	
BAPF	36		130.375	
KLPF	36			190.528
S 205	36			196.542
Sign.		0.099	0.328	0.644

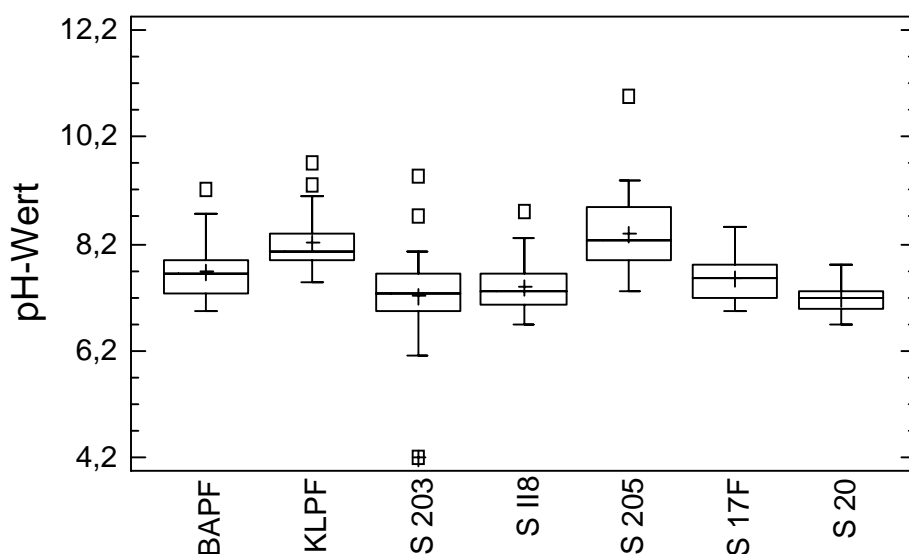


Abb. 15: pH-Einzelswerte der Sölle über die gesamte Untersuchungszeit; Datenbasis: n = 36 bzw. 34; box plot-Darstellung mit Median und Ausreißer

Die Änderung der Wassertemperatur über die gesamte Untersuchungszeit ist in Abbildung 16 A und B für die einzelnen Sölle dargestellt. Langanhaltend tiefe Wassertemperaturen wurden im Winter 1995/96 bis ins Frühjahr 1996 auf Grund der langen Eisbedeckung in den Kleingewässern registriert.

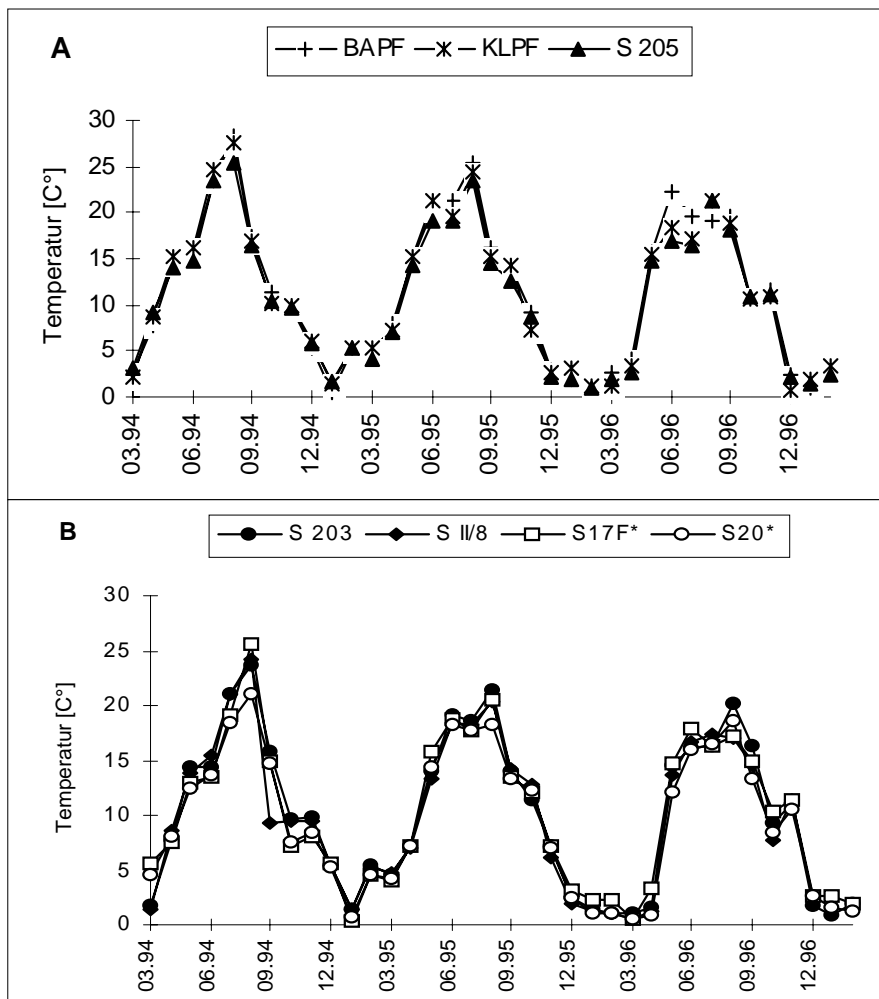


Abb. 16: Jahresverläufe der Wassertemperatur Barschpfuhl, Klarer Pfuhl und Soll 205 (16 A) und Soll 203, S II/8, S 17F*, S 20* (16 B)

Die Sauerstoffmessungen während der Untersuchungsperiode lassen Trends im Gewässervergleich erkennen (Abb. 17 A-C). Im Frühjahr und Herbst wurden in allen Söllen hohe Sauerstoffgehalte gemessen. Dagegen ist im Sommer eine mehr oder weniger ausgeprägte Sauerstoffzehrung in allen Gewässern zu verzeichnen. Der Sauerstoffgehalt im Winter ist von den Witterungsbedingungen abhängig. So wurden in den Söllen im milden Winter 1994/95 hohe Werte verzeichnet. Dagegen war in den kalten, durch lange Eisbedeckung der Gewässer gekennzeichneten Wintern 1995/96 und 1996/97 die Sauerstoffkonzentrationen sehr gering. Das Soll 20* folgt nur im ersten Untersuchungsjahr dem beschriebenen Trend. Nach dem Frühjahr 1995 ist dieses Gewässer durch gleichbleibend geringe Sauerstoffsättigungswerte über die verbleibende Untersuchungszeit gekennzeichnet.

Ein Vergleich der Einzelwerte zeigt signifikante Unterschiede hinsichtlich der Sauerstoffkonzentration in den Gewässern auf (Tab. 12; Abb. 18). Im Soll 205 kommt es z.T. auf Grund des hohen Phytoplanktongehaltes und ausgeprägter Algenwatten zu starker Sauerstoffübersättigung (Maximum 238%), die typisch für Gewässer mit starker Primärproduktion ist (UHLMANN 1961, 1964; KÜHLMANN 1960). Im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl wurden hohe Sättigungswerte mit geringer Schwankungsbreite über die gesamte Beobachtungszeit registriert.

Die Sölle S 203, S II/8 und S 17F* weisen ähnliche Sauerstoffverhältnisse auf, wobei die gemessenen Werte über einen weiten Bereich schwanken. Das Soll 20* ist durch überwiegend niedrige Sauerstoffsättigungswerte besonders in den Vegetationsperioden 1995/96 und 1996/97 charakterisiert.

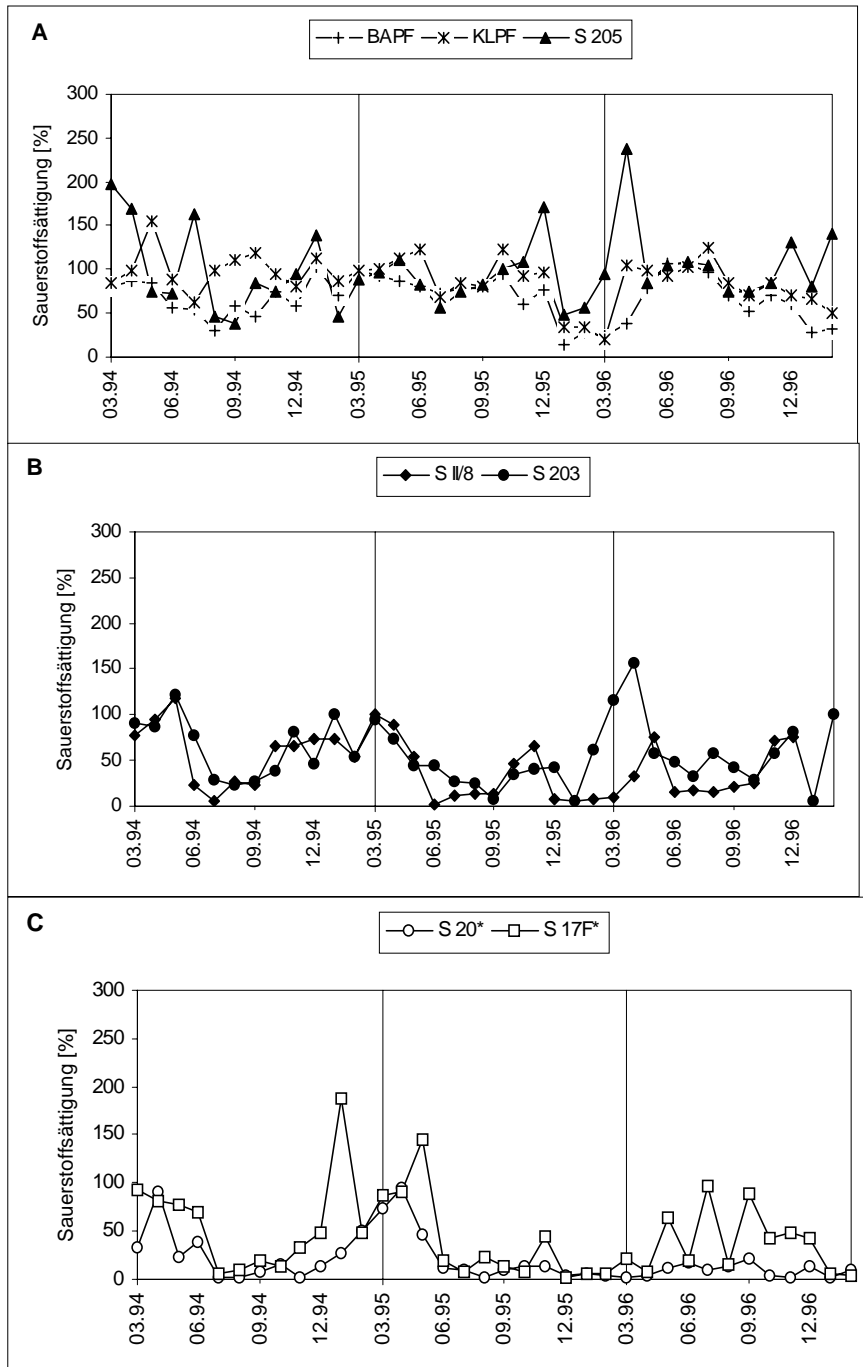


Abb. 17: Jahresverläufe der Sauerstoffwerte in Prozent Sättigung Für Barschpfuhl, Klarer Pfuhl, Soll 205 (Abb. 17 A) Soll 203, II/8 (Abb. 17 B) Soll 17F*, 20* (Abb. 17C)

Tab.12: Sauerstoffsättigung: Varianz-Analyse der Rangsummen nach Student-Newman-Keuls; in den homogenen Untergruppen wurde das Gruppenmittel dargestellt; wegen ungleicher Gruppengröße wurde das Harmonische Mittel von 35.700 angewendet Datengrundlage: Gewässereinzelswerte

Gewässer	N	P=0.05 für die Untergruppen			
		1	2	3	4
S 20*	36	49.680			
17F*	36		94.278		
II/8	34		96.801		
S 203	36		123.055	123.055	
BAPF	36			144.250	
KLPF	36				183.500
S 205	36				185.333
Sign.		1.000	0.078	0.111	0.890

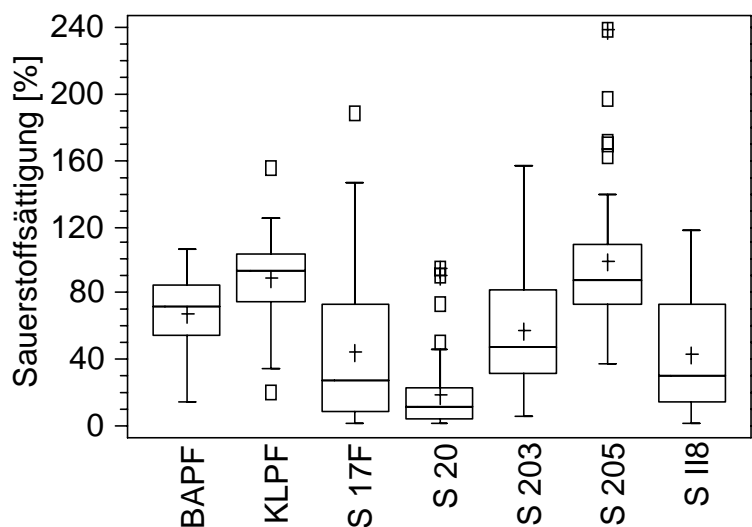


Abb. 18: Sauerstoffsättigung-Einzelswerte der Sölle über die gesamte Untersuchungszeit; Datenbasis: n = 36 bzw. 34; box plot-Darstellung mit Median und Ausreißern

3.4 Hydrochemische Parameter

Phosphor wird von den Primärproduzenten zum überwiegenden Teil in Form von ortho-Phosphataufgenommen. Aber auch gelöstes organisches Phosphat kann von manchen Algen zur Deckung ihres Phosphorbedarfs genutzt werden. Die Jahresdynamik von gelöstem ortho-Phosphat und Gesamtphosphat ist in Abbildung 19 A-G für die einzelnen Untersuchungsgewässer dargestellt. Es zeigt sich, daß der Gesamtphosphor dem Jahresgang der ortho-Phosphatkonzentration im Wesentlichen folgt. Es sind deutlich zwei Gruppen hinsichtlich des Phosphathaushaltes der Sölle zu erkennen (Tab. 13).

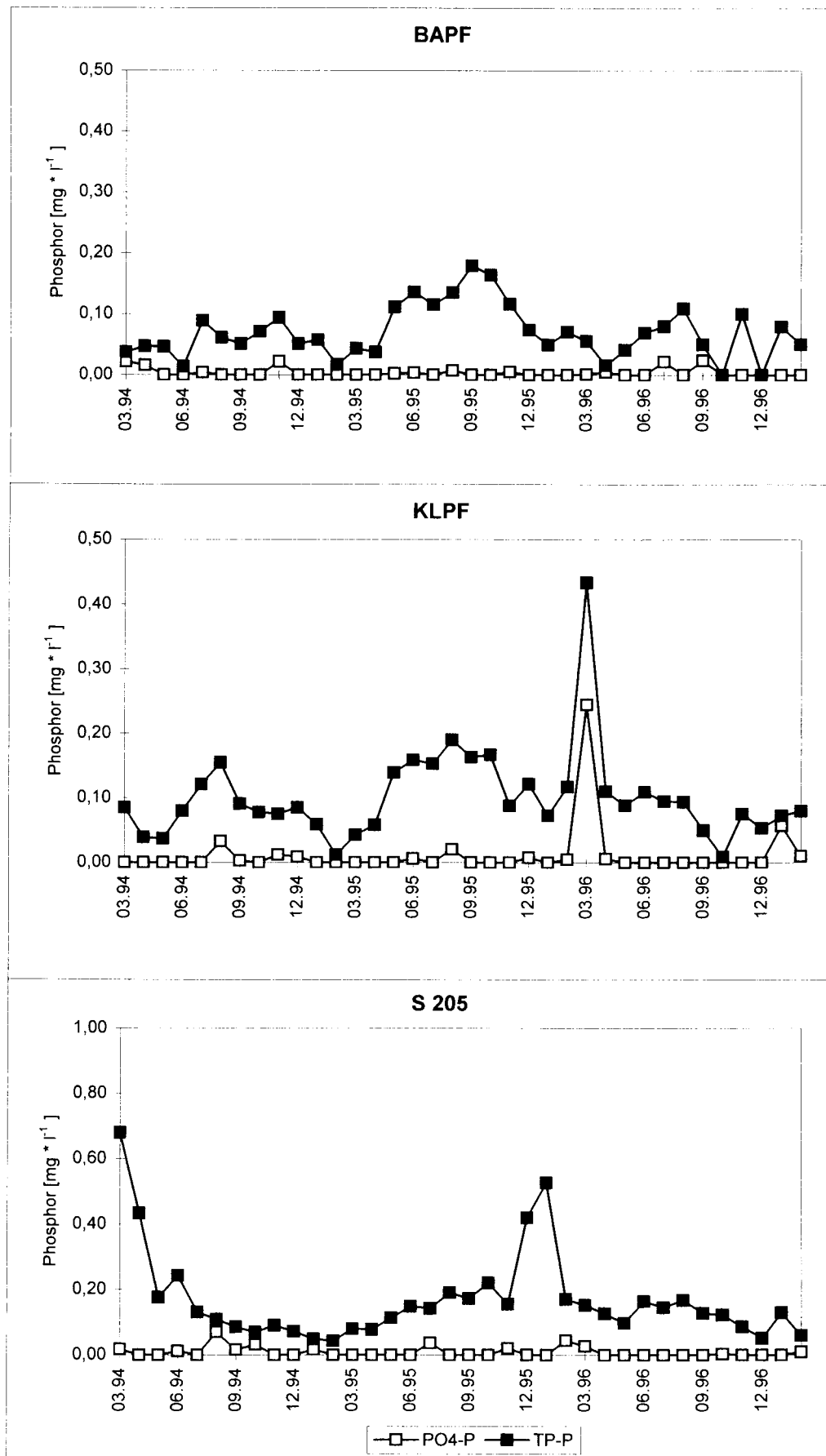


Abb. 19 A-C: Jahresgänge von gelöstem ortho-Phosphatphosphor und Gesamt-Phosphatphosphor

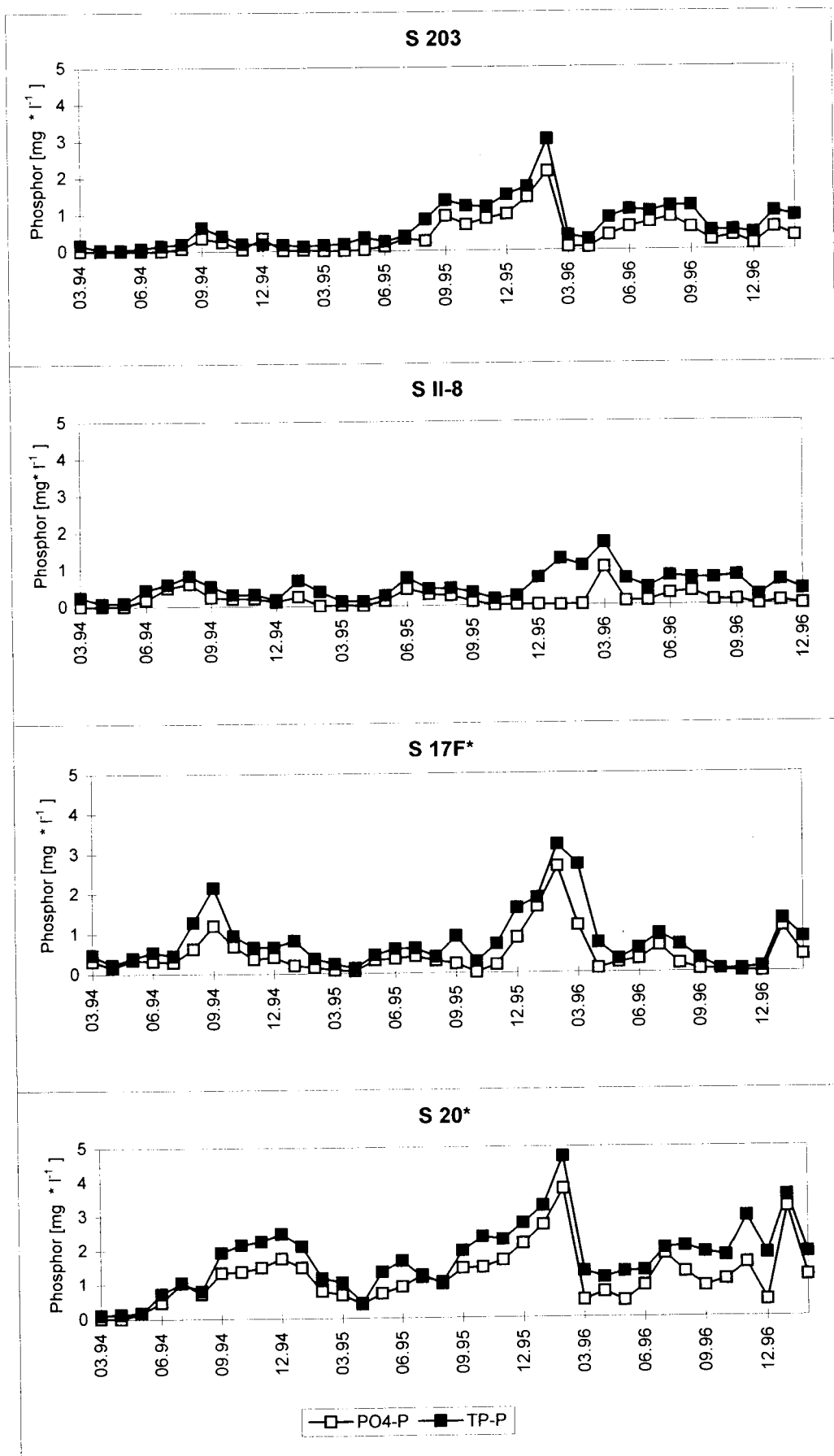


Abb. 19 D-G: Jahresgänge von gelöstem ortho-Phosphatphosphor und Gesamt-Phosphatphosphor

Tab. 13: Gesamtphosphat: Varianz-Analyse der Rangsummen nach Student-Newman-Keuls; in den homogenen Untergruppen wurde das Gruppenmittel dargestellt; wegen ungleicher Gruppengröße wurde das Harmonische Mittel von 35.700 angewendet Datenbasis: Gewässereinzelswerte

		P = 0.05 für die Untergruppen			
Gewässer	N	1	2	3	4
BAPF	36	41.805			
KLPF	36	61.680			
S 205	36		89.236		
S II/8	34			153.720	
S 203	36			154.277	
S 17F*	36			166.750	
S 20*	36				212.597
Sign.		0.055	1.000	0.419	1.000

Typisch für Soll 205, Barschpfuhl und Klaren Pfuhl sind sehr geringe Konzentrationen der Phosphorkomponenten. Lediglich im Winter wurden auf Grund verstärkter Mineralisationsprozesse erhöhte ortho-Phosphatkonzentrationen gemessen. In den übrigen Kleingewässern (S 203; S II/8; S 17F*; S 20*) wurden hohe Werte dieses Nährstoffs vor allem während der Sommermonate und in den Wintern 1995/96 sowie 1996/97 registriert. Es zeigte sich außerdem, daß es im Soll 203 und II/8 in der letzten Vegetationsperiode zu einer deutlich höheren und länger andauernden internen Phosphatbelastung kam.

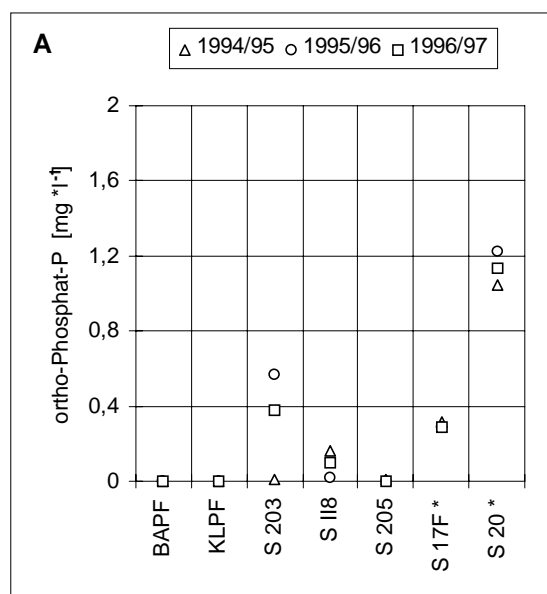


Abb. 20 A: Gewässerjahres-Mediane der ortho-Phosphat-konzentration für die Untersuchungsgewässer

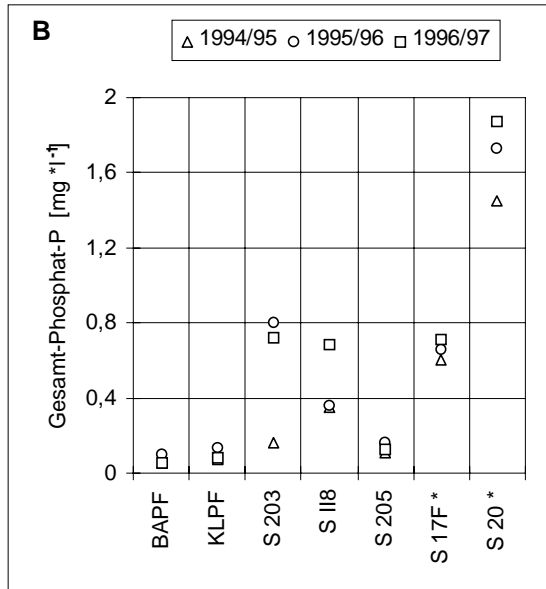


Abb.20 B: Gewässerjahres-Mediane der Gesamt-Phosphat- konzentration für die Untersuchungsgewässer

Auch der Jahresvergleich der Phosphatkomponenten läßt z.T. deutlich Unterschiede erkennen (Abb. 20 A und B). Barschpfuhl, Klarer Pfuhl und Soll 205 sind im Jahresvergleich durch

gleichbleibend niedrige ortho- und Gesamt-Phosphatkonzentrationen gekennzeichnet. Im Soll 17F* wurden dagegen hohe Werte der Phosphatparameter ermittelt, die aber kaum Schwankungen unterlagen. Allerdings treten starke Unterschiede zwischen den Phosphatjahreswerten der verbleibenden Sölle (S 203; S II/8; S 20*) auf. Deutlich höhere ortho- Phosphat- und Gesamt Phosphatkonzentrationen wurden im Soll 20* und S 203 während der zweiten und dritte Vegetationsperiode gemessen. Der Vergleich der Vegetationsperioden läßt einen stetigen Anstieg der Gesamt-Phosphatkonzentration im Jahresmedian im Soll 20* erkennen. Im Soll II/8 wurde trotz gleichbleibender ortho-Phosphatjahreswerte in der letzten Vegetationsperiode ein im Vergleich zu den vorangegangenen Vegetationsperioden deutlich höherer Gesamt-Phosphatgehalt gemessen.

Die wichtigsten anorganischen Stickstoffkomponenten im Gewässer sind Ammonium, Nitrat und Nitrit. Sie stehen den Primärproduzenten u.a. als Stickstoffquelle zur Verfügung. Bei der Betrachtung des Stickstoffhaushalts werden diese Ionen mit dem Stickstoffgesamtgehalt der Gewässer verglichen (Abb. 21 A-G). Hohe Konzentrationen der anorganischen Stickstoffkomponenten in den Söllen wurden während der Wiedervernässung im Frühjahr 1994 (Nitrat) sowie der Eisbedeckung im Winter 1995/96 und 1996/97 (Ammonium) gemessen. Es zeigt sich, daß im Frühjahr eine Abnahme des anorganischen Stickstoffs zu verzeichnen ist. Während der Vegetationsperiode sind geringe Konzentrationen der anorganischen Stickstoffkomponenten zu verzeichnen. Die gleichzeitig erhöhten Gesamtstickstoffwerte machen deutlich, daß der Stickstoff größtenteils organisch gebunden vorliegt. Im Herbst und Winter kommt es zu einer verstärkten Akkumulation toter organischer Substanz (Zusammenbruch von Algenpopulationen, Laubeintrag), aus der über die Detritusnahrungskette wieder anorganische Stickstoffverbindungen freigesetzt werden und zu einer Konzentrationserhöhung dieses Nährstoffs in den Söllen führt.

Der Jahresvergleich des Stickstoffhaushaltes läßt spezifische Unterschiede zwischen den Gewässern erkennen (Abb. 22 A,B). Der Barschpfuhl, der Klare Pfuhl, das Soll 205 und S 203 sind durch geringe Konzentrationen der Stickstoffkomponenten (DIN, TN) charakterisiert. Ein Vergleich der Jahresgänge läßt kaum Unterschiede im Stickstoffhaushalt dieser Gewässer erkennen. Lediglich im Soll 203 wurden während der ersten Vegetationsperiode erhöhte Werte der anorganischen Stickstoffkomponenten im Zuge der Wiedervernässung des Gewässers nach teilweiser Austrocknung registriert. Das Soll II/8 ist charakterisiert durch gleichbleibend geringe anorganische Stickstoffkomponenten und hohe Gesamtstickstoffwerte besonders im ersten und dritten Untersuchungsjahr. Die Sölle des Lietzen-Döbberiner Gebietes weisen z.T. große Jahresunterschiede der Stickstoffkomponenten auf. Auffällig sind in diesem Zusammenhang die im Jahresvergleich sehr inhomogenen Gesamtstickstoffwerte.

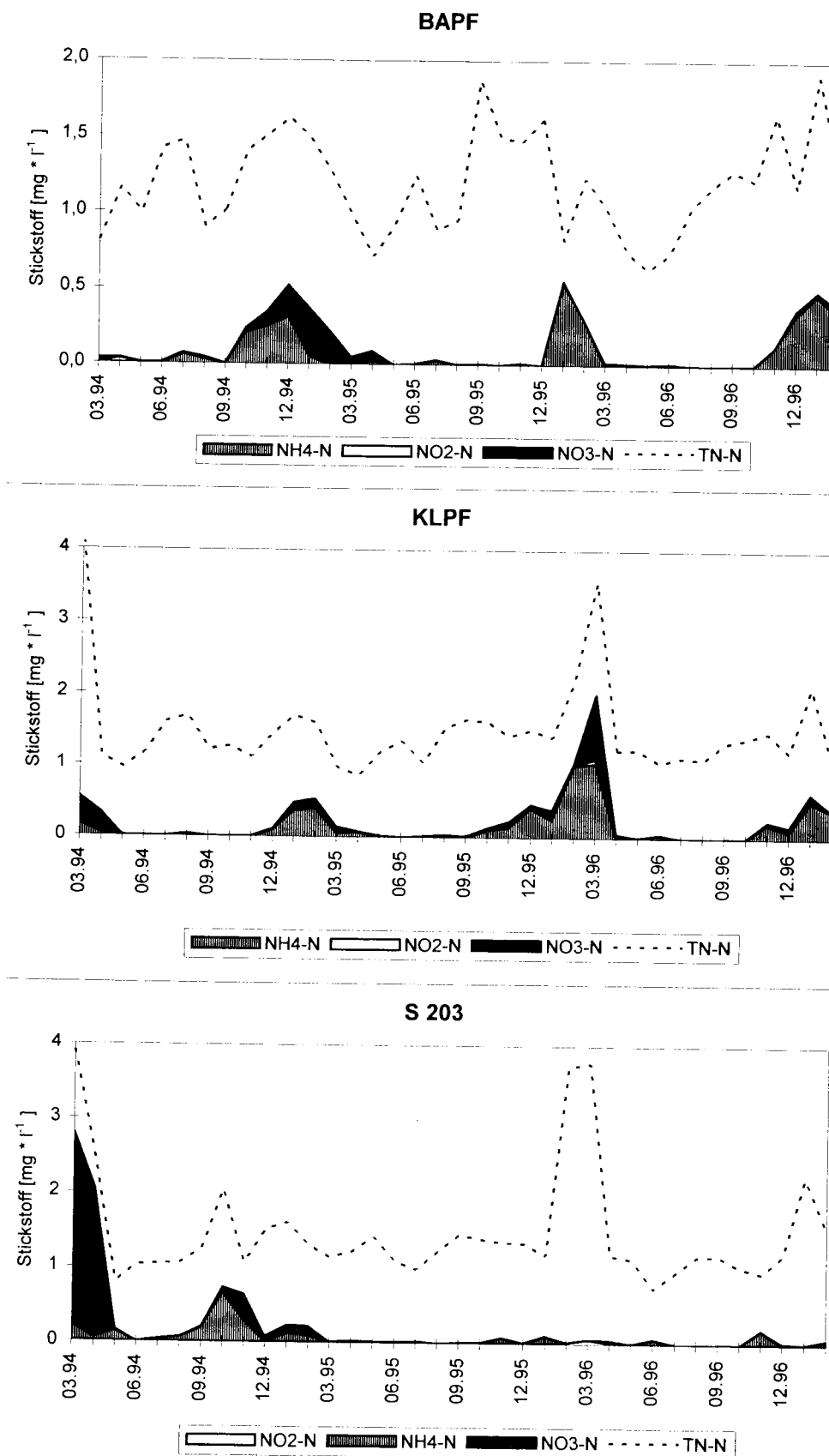


Abb. 21: Jahresgänge der gelösten anorganischen Stickstoffkomponenten und des Gesamt-Stickstoffs

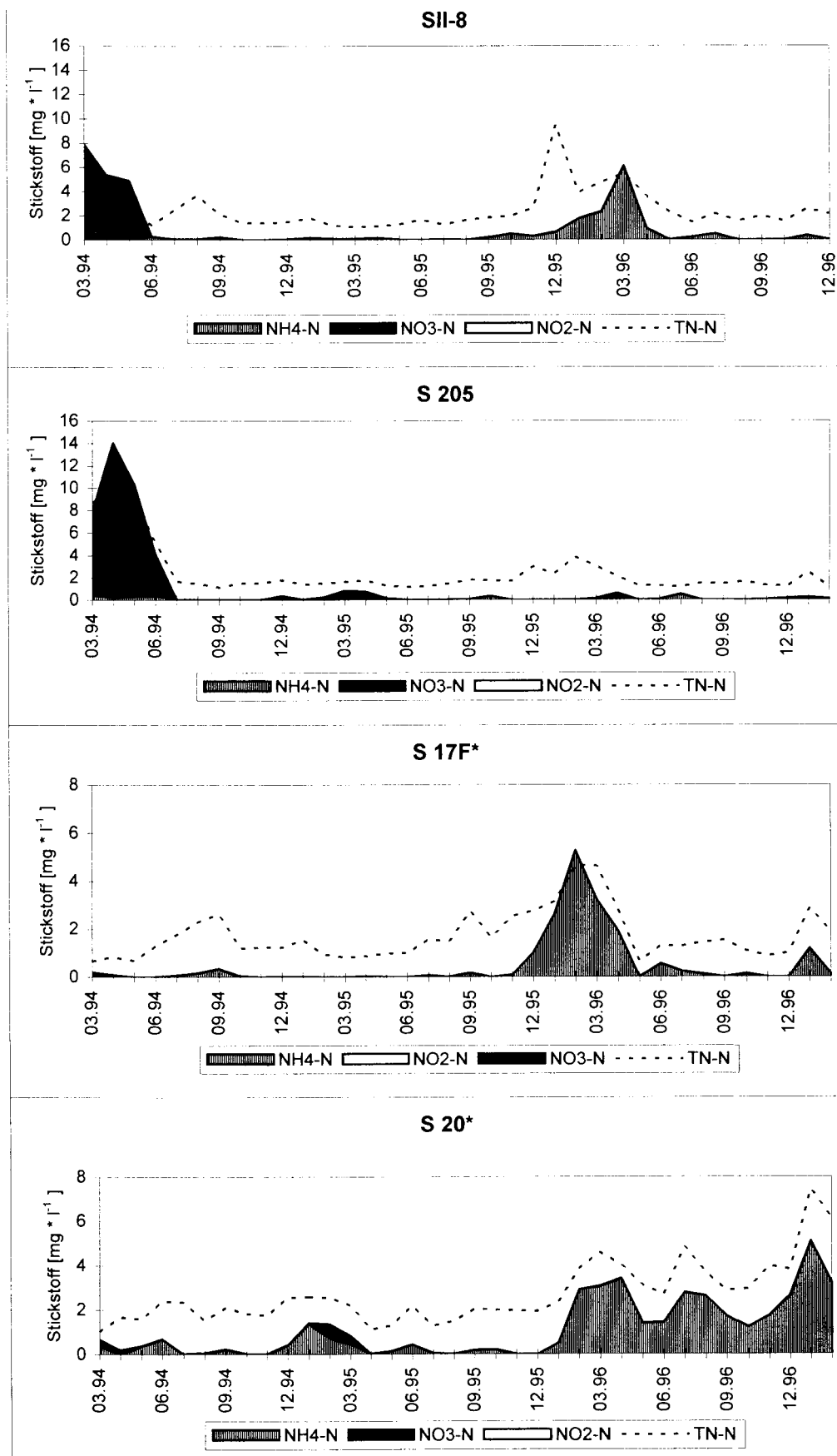


Abb. 21: Jahresgänge der gelösten anorganischen Stickstoffkomponenten und des Gesamt-Stickstoffs

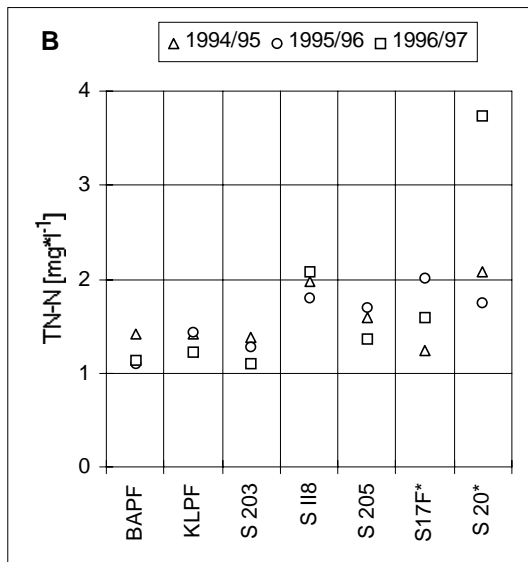


Abb. 22 A: Gewässer-Jahresmediane der anorganischen Stickstoffkonzentration für die Untersuchungsgewässer

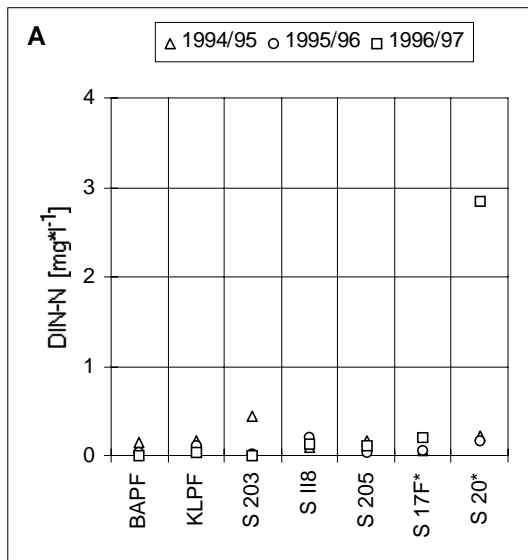


Abb. 22 B: Gewässer-Jahresmediane der Gesamt-Stickstoffkomponenten für die Untersuchungsgewässer

Silizium wird vor allem von den Diatomeen zur Ausbildung ihrer Kieselschalen benötigt. Darüber hinaus ist dieser Nährstoff für die Chrysophyceae zum Aufbau verkieselter Zellstrukturen von Bedeutung. Der Gehalt an Silikat läßt in den Gewässer typische saisonale Muster erkennen (Abb. 23 A-C). Im Frühjahr und Herbst ist der Silikatgehalt in den Söllen mehr oder weniger stark vermindert. Dagegen sind Sommer und Winter durch hohe Silikatkonzentrationen gekennzeichnet. Über die Varianzanalyse der Ränge lassen sich die Sölle bezüglich dieses Parameters gruppieren (Tab. 14).

Der Barschpfuhl, Klare Pfuhl und das Soll 205 sind gekennzeichnet durch geringe Silikatkonzentrationen über die gesamte Vegetationsperiode, die besonders im Frühjahr und Herbst unterhalb der Limitationsgrenze von 0,1 mg/l SiO₂ liegen (MÜLLER 1977). Silizium kann im Gegensatz zum Phosphor nicht in der Zelle bevorratet werden. Silikatdefizite sind entscheidende Faktoren die zum Zusammenbruch von Diatomeenblüten in den Gewässern im Frühjahr und Herbst führen. Die Jahresgänge der Silikatkonzentration der Kleingewässer S 203 und S II/8 sind denen der ersten Gruppe ähnliche, allerdings wird die Limitationsgrenze nicht unterschritten. Desweiteren sind höhere sommerliche und winterliche Maxima der Silikatkonzentration in diesen Gewässern zu verzeichnen. Der Silikatgehalt in den Lietzen-Döbberiner Söllen ist über die gesamte Untersuchungsperiode hoch. Die Minima im Frühjahr und Herbst sind im Vergleich zu den anderen Kleingewässern nur schwach ausgeprägt. Silikatmangelzustände konnten in diesen Gewässern nicht nachgewiesen werden.

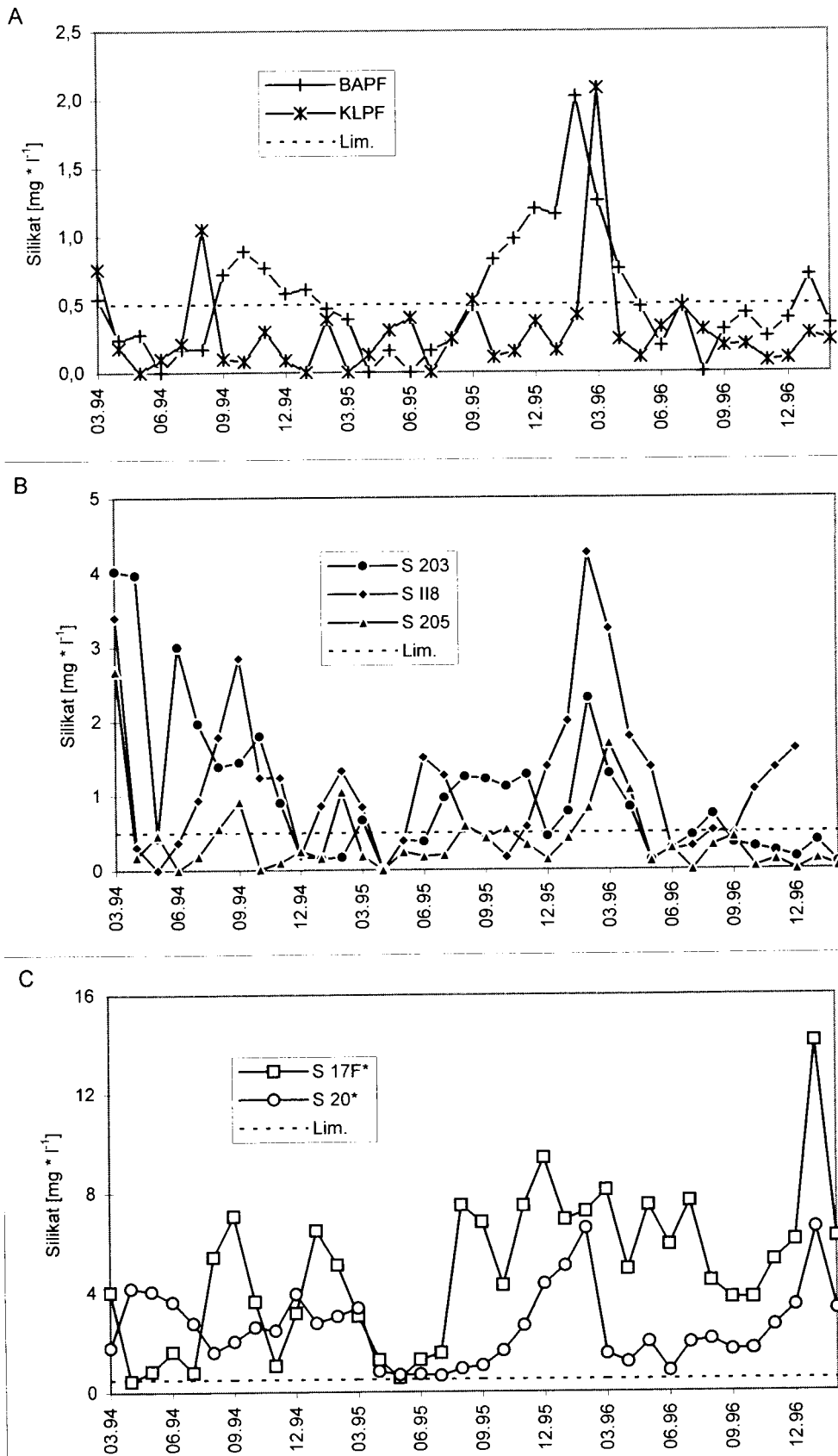


Abb. 23 A-C: Jahresgänge der gelösten reaktiven Siliziumkonzentration (SRSi) der Untersuchungsgewässer Barschpfuhl, Klarer Pfuhl (Abb.23A), Soll 203, S II/8, S 205 (Abb. 23B) Soll17F* und 20* (Abb. 23C)

Tab. 14: gelöstes reaktives Silikat: Varianz-Analyse der Rangsummen nach Student-Newman-Keuls; in den homogenen Untergruppen wurde das Gruppenmittel dargestellt; wegen ungleicher Gruppengröße wurde das Harmonische Mittel von 35.700 angewendet; Datenbasis: Gewässereinzelnwerte

		P = 0.05 für die Untergruppen				
Gewässer	N	1	2	3	4	5
KLPF	36	59.736				
S 205	36	72.277	72.277			
BAPF	36		92.500			
S 203	36			118.583		
S II/8	34					
S 20*	36				189.236	
S 17F*	36					212.000
Sign.		0.280	0.082	0.166	1.000	1.000

Die Jahresgänge der Chlorid- und Sulfatkonzentration in den Söllen ist in Abbildung 24 und 25 A,B dargestellt. Im Gegensatz zu den anderen Söllen sind Barschpfuhl und Klarer Pfuhl durch gleichbleibend niedrig Konzentrationen dieser Ionen über die gesamte Untersuchungszeit charakterisiert. Ein Vergleich der Kleingewässer zeigt, daß im Soll 205 die höchsten Chlorid- und Sulfatkonzentrationen gemessen wurden. Im Frühjahr 1994 kam es während der Auffüllphase der Feldsölle nach teilweiser Austrocknung zu einem Konzentrationanstieg der beiden Ionen.

In der nachfolgenden Untersuchungsperiode wurden kaum Schwankungen der Chlorid- und Sulfatkonzentration in den Söllen gemessen. Allerdings kam es im Winter 1995/96 zu einem Anstieg insbesondere der Chloidkonzentration in den Kleingewässern. Im Frühjahr 1996 sanken die Konzentrationen der beiden Ionen kurzzeitig rapide ab. Die anschließend gemessenen Chlorid- und Sulfatkonzentration in den Söllen lagen im Vergleich zu den vorangegangenen Vegetationsperioden auf einem niedrigeren Niveau. Dies wurde besonders im Soll 205 deutlich. Auffällig ist außerdem, daß im Soll 203 und S 20* eine über die gesamte Untersuchungszeit stetige Abnahme der Sulfatkonzentration zu verzeichnen war.

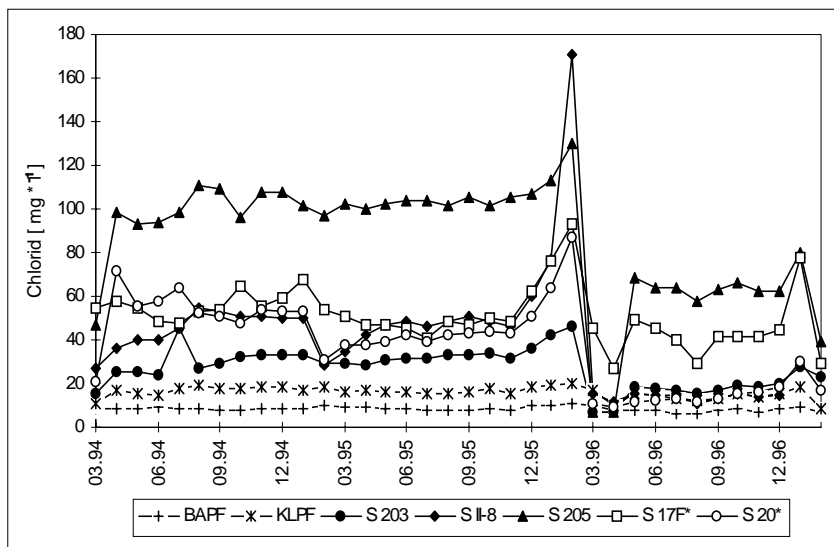


Abb. 24: Jahresgänge der Chloridkonzentration in den Untersuchungsgewässer

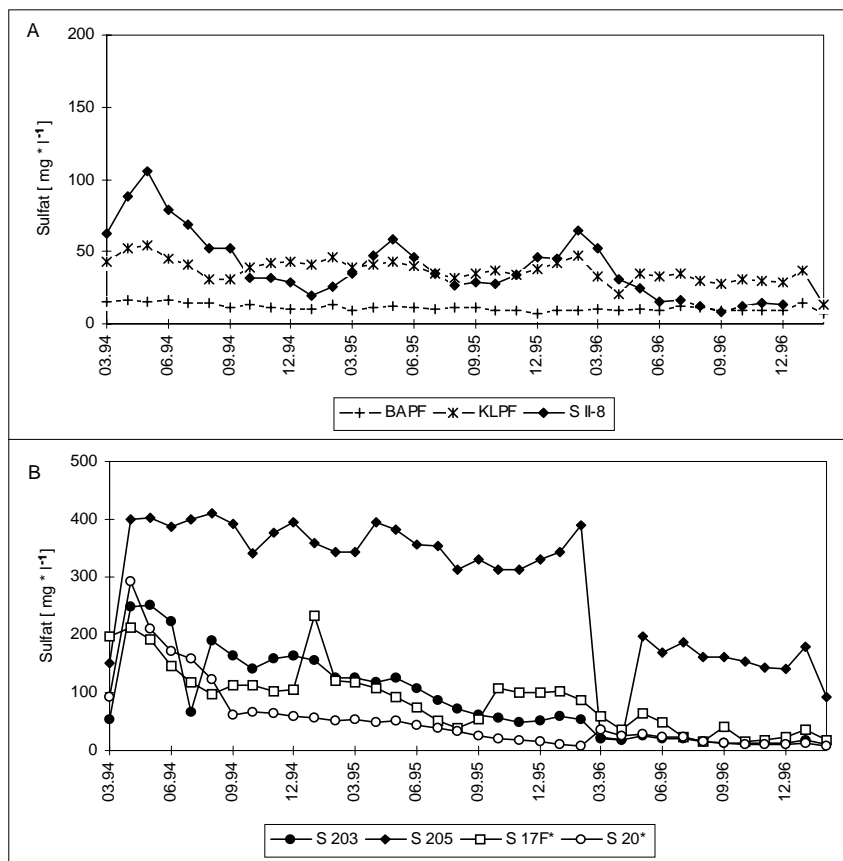


Abb. 25: Jahresgänge der Sulfatkonzentration Barschpfuhl, Klarer Pfuhl, Soll II/8 (Abb. 25 A), Soll 203, Soll 205, Soll 17F* und Soll 20* (Abb. 25 B)

In der Abbildung 26 A-C ist für die Gewässer das Verhältnis der beiden Nährelemente Stickstoff und Phosphor dargestellt. Zum Aufbau pflanzlicher Biomasse wird Stickstoff und Phosphor durchschnittlich im Verhältnis 16:1 (das Redfield Verhältnis) benötigt (REDFIELD 1963). Diese Verhältnis ist in den Grafiken durch eine horizontale Linie markiert und gilt als ein Indikator dafür, welches der beiden Nährelemente in ausreichendem Maße für die Entwicklung der Mikroalgen zur Verfügung steht und somit nicht limitierend ist.

Tab. 15: Gesamt-Stickstoff/Gesamt-Phosphat: Varianz-Analyse der Rangsummen nach Student-Newman-Keuls; in den homogenen Untergruppen wurde das Gruppenmittel dargestellt; wegen ungleicher Gruppengröße wurde das Harmonische Mittel von 35.700 angewendet; Datenbasis: Gwässereinzelnwerte

		P = 0.05 für die Untergruppe			
Gewässer	N	1	2	3	4
S 20*	36	48.333			
S 17F*	36		70.917		
S 203	36		84.055		
S II/8	34			112.323	
S 205	36				179.305
KLPF	36				186.111
BAPF	36				196.722
Sign.		1.000	0.218	1.000	0.232

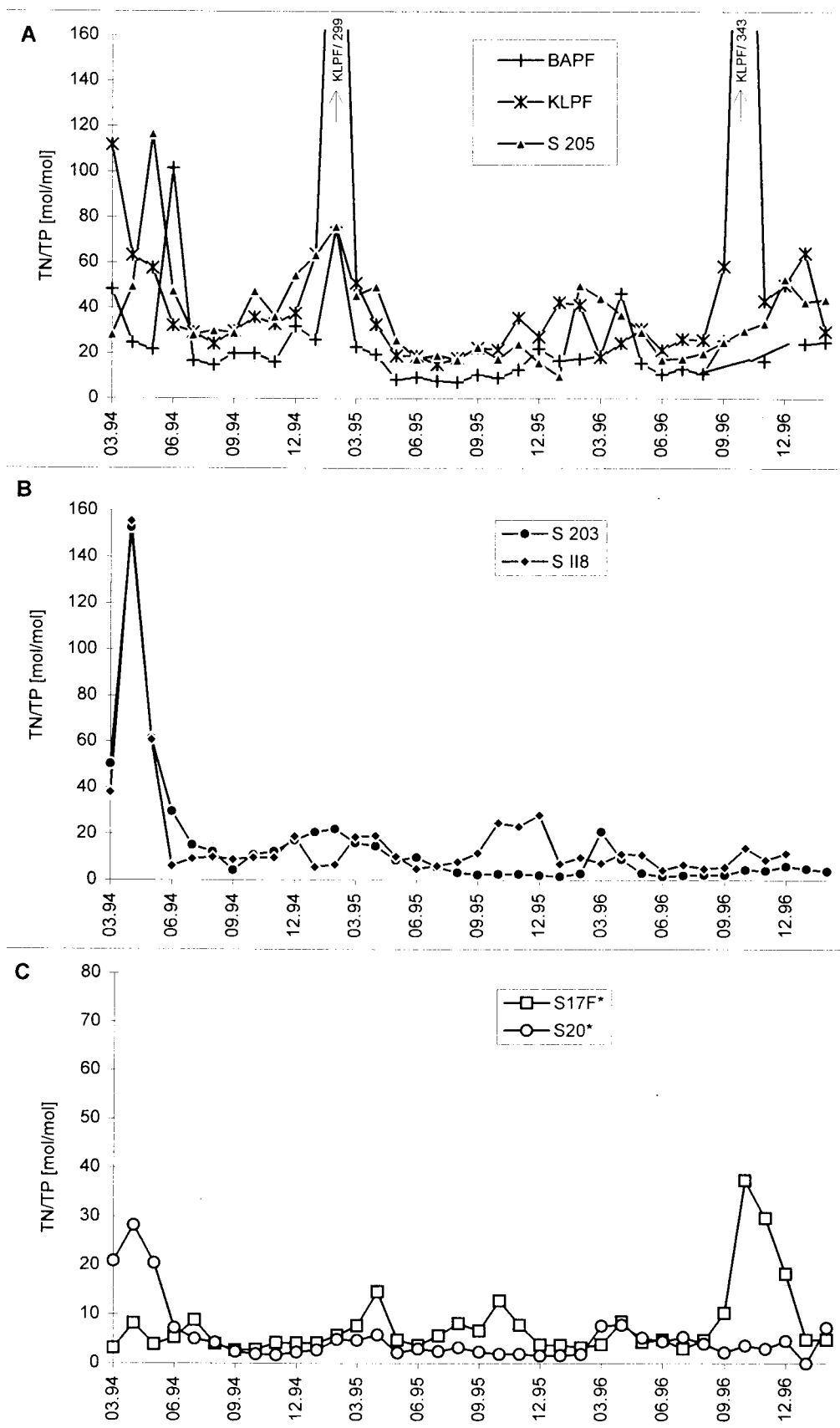


Abb. 26 A-C: Jahresgänge des molaren TN/TP Verhältnisses der Untersuchungsgewässer; waagrecht markiert ist das molare Verhältnis 16:1

Die Varianzanalyse auf der Basis der Ränge läßt klar Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Sölle hinsichtlich dieses Parameters erkennen (Tab. 15). Barschpfuhl, Klarer Pfuhl und Soll 205 weisen deutlich hohe TN/TP-Werte ($>16:1$) über die gesamte Untersuchungsperiode auf. Phosphor kann in diesen Gewässern als Minimumfaktor angesehen werden. Dabei kommt es im Frühjahr und Winter zu sehr hohen Masserelationen. Auch im Sommer liegen die Werte in den o.g. Söllen meist noch über dem $16:1$ Verhältnis bzw. schwanken um diesen Bereich. Die Sölle S 203, S II/8 S 17F* und S 20* sind im Gegensatz dazu durch überwiegend niedrige TN/TP-Werte ($<16:1$) charakterisiert. Besonders in den Gewässern des Lietzen-Döbberiner Gebietes (S 17F* und S 20*) kommt es im Sommer zu ausgeprägten Stickstoffmangelsituationen. Ausgesprochene Phosphorlimitation konnten nur kurzzeitig während der Wiedervernässung dieser Kleingewässer und im Soll 17F* im Herbst 1996 festgestellt werden. Im Vergleich zu den anderen Gewässern ist die Schwankungsbreite des N/P Verhältnis im Soll 20* extrem gering. Das durchschnittliche N/P-Verhältnis liegt bei 2,4. Im Soll 20* ist Stickstoff als der Minimumfaktor über die gesamte Untersuchungszeit anzusehen.

3.5 Struktur und Dynamik des Phytoplanktons

3.5.1 Artenspektrum

Die über den gesamten Beobachtungszeitraum in den Söllen vorgefundenen Algentaxa sind in der nachfolgenden Artenliste (Tab. 16) zusammengefaßt. Aussagen zur Stetigkeit einer Art im jeweiligen Gewässer ermöglichen eine nähere Beschreibung der Phytoplanktongesellschaften (vgl. 3.5.5.). Die Angaben zur Autökologie werden zur Charakterisierung der Taxa sowie zur komplexen Betrachtung der Gewässer herangezogen. Es wurde die Bestimmungsliteratur (vgl. 2.3.2.) sowie Angaben von SLÁDECEK & PERMAN (1978), KRIENITZ (1984), TÄUSCHER (1993) und MAUCH (1990) verwandt. Die Liste der Algenarten kann keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben. Zur Determination der Taxa kommen heute neben lichtmikroskopischen Untersuchungen rasterelektronische und transmissionselektronische Methoden der Mikroskopie zur Anwendung (u.a. HEGEWALD & SCHNEPF 1979; KRIENITZ et al. 1993; KRISTIANSEN 1979). Außerdem werden zu den morphologischen Merkmalen verstärkt biochemische und physiologische Gesichtspunkte in die Phytoplanktonsystematik einbezogen (u.a. ZAKRYS 1988; ROUND et al. 1990). Da zur taxonomischen Bestimmung der Phytoplankter nur diese Analysemöglichkeiten zur Verfügung standen (vgl. 2.3.2) konnten z.T. nur die Gattung (z.B. *Mallomonas*) angesprochen werden. Auf Grund der unerwartet hohen Artenvielfalt der Sölle und dem engen zeitlichen Rahmen war die Bearbeitung der Diatomeen und Dinophyceae nicht vollständig möglich. Es wurden insgesamt 251 Arten bestimmt. Davon kamen 6 % in allen Söllen vor. Die Analyse der Taxa läßt deutliche Unterschiede zwischen den Söllen hinsichtlich ihres Arteninventars erkennen. In Tabelle 17 ist die Anzahl der Arten innerhalb der systematischen Einheiten summarisch zusammengefaßt.

Tabelle: 17 Übersicht über das Arteninventar der Untersuchungsgewässer

	BAPF	KLPF	S 203	S II/8	S 205	S 17F*	S20*
Cyanophyceae							
Chroococcales	10	6	2	2	0	5	4
Oscillatoriales	3	3	3	3	3	2	1
Nostocales	2	4	4	4	2	2	1
Chlamydoephyceae	2	1	3	1	2	3	1
Prasinophyceae	1	1	0	2	1	2	1
Chlorophyceae							
Volvocales	4	8	6	6	8	10	5
Chlorococcales	56	62	41	35	21	29	21
Ulotrichales	4	3	1	3	2	1	1
Conjugatophyceae	4	5	6	2	5	3	2
Bacillariophyceae	4	3	2	2	2	3	2
Chrysophyceae	7	10	7	6	6	9	3
Xanthophyceae	2	3	3	1	1	1	0
Euglenophyceae	19	29	14	15	18	16	19
Dinophyceae	0	2	1	0	1	0	0
Cryptophyceae	4	5	3	3	1	5	5
Arten ges.:	122	141	92	81	70	85	62

Die in den Kleingewässern gefundenen Algenarten sind zum größten Teil (75,5%) zu den Euplanktern zu zählen. Der Anteil der Tychoplankter, die eigentlich zu anderen Lebensgemeinschaften wie Metaphyton, Periphyton oder Benthos gehören, aber auch das Freiwasser besiedeln können, beträgt 22%. Lediglich vier Arten (2,5%) sind dem Benthos zuzuordnen. Für einige Taxa wurden keine Angaben zur Lebensform in der Bestimmungsliteratur gefunden. Es ist zu vermuten, daß der Anteil der tychoplanktischen und benthischen Arten für die Sölle größer als angegeben ist. Im Gegensatz zu den Seen fehlt in Kleingewässern eine klare großräumige Zonierung auf Grund des vergleichsweise kleinen Wasserkörpers und der geringen mittleren Tiefe. Es kommt zu einer "Vermischung" der Lebensräume, die durch die Entnahme der Wasserproben z.T. noch verstärkt wurde.

Untersuchungen u.a. von KRIENITZ (1992) und TÄUSCHER (1993) an kleineren Gewässern in Sachsen-Anhalt zeigen außerdem, daß ein erheblicher Teil der Diatomeenflora, die in die vorliegende Auswertung nicht einbezogen wurde, als tychoplanktisch bzw. benthisch einzuordnen ist. Mehr als die Hälfte der bestimmten Arten in den Söllen besiedelt vorzugsweise eutrophe (65%) bzw. mesotrophe/eutrophe (14%) Gewässer.

Im Gewässervergleich heben sich Barschpfuhl und Klarer Pfuhl deutlich durch den enormen Artenreichtum ab. Insbesondere die coccalen Grünalgen sind hier (BAPF 56 Arten/ KLPF 62 Arten) in großer Mannigfaltigkeit anzutreffen. Charakteristisch waren große koloniebildende Gattungen wie *Pediastrum spp.*, *Coelastrum spp.*, *Kirchneriella spp.*, *Dictyosphaerium spp.*, *Actinastrum spp.*, *Ankistrodesmus spp.* und größere *Scenedesmus*-Arten, die von kleineren einzelligen Arten w.z.B. *Tetraedron spp.* oder *Lagerheimia spp.* begleitet.

Tab. 16: Artenliste der Mikroalgen für die Untersuchungsgewässer; LF = Lebensform, T = Trophie; römische Ziffern = Stetigkeit; P = planktisch PB = tychoplanktisch B = benthisch; o = oligotroph m = mesotroph e = eutroph p = polytroph; * = Sammelart, für die in der ersten Vegetationsperiode nicht die Häufigkeitseinschätzung nach Arten erfolgte

		BAPF	KLPF	203	II/8	205	17*	20*	LF	T
Cyanophyceae										
Chroococcales	Aphanocapsa spp.	II	II				I	I		
	Aphanothece clathrata W. et G.S.West	II							PB	
	Aphanothece staadina (SPRENG.) BOYE	I							B	
	Aphanothece spec.*	IV	II	II			I			
	Chroococcus limneticus LEMM.	I							P	
	Chroococcus spec.*	II	I				I			
	Gomphospaeria spp.	II	II				I	II		
	Marssoniella elegans LEMM.				I					
	Merismopedia punctata MEYEN	II	III				II	I	PB	
	Merismopedia tenuissima LEMM.	I	I	I	II				PB	
	Microcystis aeruginosa (KÜTZ.) KÜTZ.	III	II				II		PB	e
	Microcystis cf. firma (BRÉB. et	II					II	I	P	
	Microcystis flos-aquae KÜTZ.	II	II						P	
	Microcystis viridis (A.BRAUN) LEMM.	II		I			I	I	P	e
	Microcystis wessenbergii (KOM.) KOM.	I	I						P	e
	Microcystis spec.*	II	II							
	Snowella lacustris (CHOD.) KOM. et HIND.						I		P	
	Snowella spec.*	I						I		
	Woronichinia naegelianiana (UNGER)ELENK.	II							P	
Oscillatoriales	Limnithrix redekei (VAN GOOR) MEFFERT					II	I		P	
	Planktolynabva subtilis W.West	I	II							
	Planktolynabva spec.*	II			II					
	Planktothrix arcuata (GOM.)ANAGN. et				II				P	e
	Pseudanabaena limnetica (LEMM.) KOM.	I	I							
	Pseudanabaena cf. lonchoides ANAGN.					II				
Nostocales	Pseudanabaena spec.*	II	II			II	II			
	Anabaena cylindrica LEMM.			II					P	
	Anabaena solitaria KLEB.		I	I	II				P	e
	Anabaena spiroides KLEB.	I			II	I			P	
	Anabaena spec.*		II	I			I	II		
	Aphanizomenon flos-aquae RALFS ex	I	II		II		II	II	P	e
	Aphanizomenon gracile (LEMM.) LEMM.	I	II	I	III	II	II		P	
	Aphanizomenon issatschenkoi (USAC.)		I	I					P	
	PROŠK.-LAVR.									
	Aphanizomenon spec.*	I	II		I	II	II	II		

		BAPF	KLPF	203	II/8	205	17 f*	20*	LF	T
Prasinophyceae										
	<i>Nephroselmis olivacea</i> [STEIN]		I		II		II		P	
	<i>Scourfieldia cordiformis</i> [TAKEDA]	II			III		II	II	P	
Chlamydomphyceae										
Chlamydomonadales	<i>Carteria</i> spp.		II	II	IV	I	II	II		
	<i>Chlamydomonas</i> spp.	IV	IV	IV	V	IV	IV	V		
	<i>Chlorogonium euchlorum</i> EHRENB.				II					p
	<i>Chlorogonium maximum</i> SKUJA	II		I		II	II	II		
	<i>Chlorogonium</i> spec.*	II	II	II		II	I			
	<i>Phacotus lenticularis</i> EHRENB.	II	II	II		I	I		P	e
	<i>Pteromonas aequiciliata</i> (GICKLHORN) BOURRELLY			I					P	
	<i>Pteromonas anaulosa</i> (CARTER) LEMM.						I		P	
	<i>Pteromonas</i> spec.*	I					II			
	<i>Selenochloris</i> spp.	III	II		I		I			
	<i>Sphaerellopsis</i> spp.		I		I					
Volvocales	<i>Basichlamys sacculifera</i>					I				
	<i>Eudorina elegans</i> EHRENB.		II	III	I		II	I	P	e
	<i>Eudorina</i> cf. <i>illinoisensis</i> (KOFOID) PASCHER		II							
	<i>Eudorina</i> spec.*		II							
	<i>Gonium pectorale</i> O.F.MÜLLER		I		II		III		P	e
	<i>Gonium sociale</i> (DUJARDIN) WARMING		III		II	I	I		P	
	<i>Pandorina morum</i> (O.F.MÜLLER) BORY	II	II	II		II	III	II	P	o/e
	<i>Pandorina</i> cf. <i>smithii</i> CHODAT			II		I			PB	
	<i>Pandorina</i> spec.*		II		II					
	<i>Pvrobotrys casinoensis</i> (PLAYFAIR) SILA					I		I		
	<i>Volvox globator</i> LINNÉ		II							
	<i>Volvox</i> cf. <i>tertius</i> MEYER			I						
Chlorophyceae										
Chlorococcales	<i>Acanthosphaera zachariasii</i> LEMM.		II						P	
	<i>Acanthosphaera</i> spec.*	II								
	<i>Actinastrum aciculare</i> f. <i>aciculare</i> PLAYF.		II			I			P	
	<i>Actinastrum aracillum</i> G.M.SMITH		II		II		I		P	m/e
	<i>Actinastrum hantzschii</i> LAGERH.	I	II	III	III	II	I		PB	e
	<i>Actinastrum raphidioides</i>	II	II						P	
	<i>Actinastrum</i> spec.*	II				I	I			
	<i>Ankistrodesmus bibrarianus</i>	II	II	I					PB	m
	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (CORDA) RALFS	I		II	II	II			PB	
	<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (REINSCH) KORŠ.	I	II	I	II				PB	m/e
	<i>Ankistrodesmus</i> spec.*	I	I			II				
	<i>Ankvra iudavi</i> (G.M.SMITH) FOTT		II			I			P	
	<i>Ankvra lanceolata</i> (KORŠ.) FOTT		III	I						
	<i>Ankvra</i> spec.*				II	I			P	
	<i>Botryococcus braunii</i> KÜTZ.	II	I						P	
	<i>Chlorella</i> spp.	I				II				
	<i>Closteriopsis lonchissima</i> (LEMM.) LEMM.	II	II						P	
	<i>Coelastrum vesiculosum</i> EHRENB.		II				II			
	<i>Coelastrum astroideum</i> DE-NOT.	III	III	II	II		II		P	
	<i>Coelastrum microporum</i> NÄG. in A.BR.	IV	III	II		I	III	I	P	e
	<i>Coelastrum pulchrum</i> SCHMIDLE	I							P	
		BAPF	KLPF	203	II/8	205	17 f*	20*	LF	T
Chlorococcales	<i>Coelastrum reticulatum</i> (DANG.) SENN	II	I						P	

	Coelastrum sphaericum NÄG.	I						PB	o/m
	Coelastrum spec.*	II			I	I			
	Coronastrum ellipsoideum FOTT	I	II					P	m/e
	Coronastrum lunatum THOMPS.		II	I				P	
	Cruciaenia quadrata MORR.	II	II	II				P	e
	Cruciaenia tetrapedia	V	III		II	I	I	PB	e
	Crucigeniella apiculata (LEMM.) KOM.	I	I					P	e
	Cruciaeniella pulchra (W.&G.S.WEST) KOM.	III	III					P	m/e
	Cruciaeniella rectangularis (NÄG.) KOM.	II	V			I		P	e
	Diacanthos belenophorus KORŠ.		II		II			P	
	Dicellula planctonica SVIR.		I					PB	e
	Dictvosphaerium ehrenbergianum NÄG.	II		I				PB	m/e
	Dictvosphaerium pulchellum WOOD		II					P	o/m
	Dictvosphaerium tetrachotomum v. minutum TAYLOR				II				
	Dictvosphaerium spec.*	IV	III	III	II	I	I	I	
	Didymocystis bicellularis (CHOD.) KOM.				I			PB	
	Didymocystis inconspicua KORŠ.		I		II	I		P	m/e
	Didymocystis inermis (FOTT) FOTT		II					P	e
	Didymocystis spec.*	IV	III	I	III	II	II	I	
	Dimorphococcus lunatus A.BR.	II	II					P	
	Eutetramorus fottii (HIND.) KOM.	II	I	II		I		P	
	Eutetramorus spec.*	I	II						o/e
	Franceia droescheri (LEMM.) G.M.SMITH	II						P	
	Golenkinia spp.	III	II		I	II	II		
	Golenkiniopsis cf. solitaria (KORŠ.) KORŠ.		I						
	Haematococcus cf. buetschlii BLOCHM.	III							
	Kirchneriella cf. cornuta KORŠ.	II							
	Kirchneriella irregularis (G.M.SMITH) KORŠ.	II	II			I		PB	e
	Kirchneriella lunaris (KIRCHN.) MOEB.	III		I		I		PB	m/e
	Kirchneriella obesa (W.WEST) SCHMIDLE	II						PB	
	Kirchneriella spec.*	IV	III		IV	I	I		
	Lagerheimia ciliata (LAGERH.) CHOD.		II					P	e
	Lagerheimia aenevensis (CHOD.) CHOD.	II	IV	I	II		I	P	o/e
	Lagerheimia marssonii LEMM.		I					P	
	Lagerheimia subsalsa LEMM.		II					P	e
	Lagerheimia wratislaviensis SCHRÖD.		II	II	II			P	e
	Micractinium appendiculatum KORŠ.				II			P	
	Micractinium bornhemiense (CONR.) KORŠ.		II					P	
	Micractinium cf. crassisetum HORTOB.		I					P	
	Micractinium pusillum FRES.	I	II	I	III		II	P	
	Monoraphidium arcuatum (KORŠ.) HIND.		III	I	II			P	
	Monoraphidium contortum (THUR.) KOM.-	V	II	I	IV	II	II	PB	e
	Monoraphidium griffithii (BERK.)KOM.-LEGN.	II		II	II	I		PB	m/e
	Monoraphidium komarkovae NYG.	I	II	II	IV	II	II	P	o/m
	Monoraphidium spec.*	III	II	II	II	II	II		
	Nephrocvtium / Nephrochlamys	III	III						
	Oocystis lacustris CHOD.	III	II	I	II	II	II	P	o/e
	Oocystis marssonii LEMM.	II						P	
	Pediastrum biradiatum MEYEN		IV	II	I		I	P	
	Pediastrum borvanum (TUR.) MENEH.	II	V	III	I	I	II	PB	
	Pediastrum duplex MEYEN	III	VI	III	II	III	II	I	P
Chlorococcales	Pediastrum simplex MEYEN	BAPF							
	Pediastrum tetras (EHRENB.) RALFS	KLPP							
	Planktosphaeria aelatinosa G.M.SMITH	203							
	Quadricoccus cf. laevis FOTT	II/8							
		205							
		17 f*							
		20*							
		LF							
		T							
		I	IV	II		II		P	
		II	V	II	II	I	II	PB	
		I						P	
		III	II					P	

Tetrastrum cf. peterfii HORTOB.
Tetrastrum staurogeniaeforme (SCHRÖD.)
LEMM.
Thorakochloris nvaardii KOM.
Treubaria eurvacantha (SCHMIDLE)KORŠ.
Treubaria schmidlei (SCHRÖD.) FOTT &
KOVÁČ.)

	I	II	III	IV	V	PB	e
I						PB	
II	II				I	PB	m
III							
II	III	II		I	II		
			III				
II						PB	e
IV	IV	III	III	II	III	PB	e
II	II	II	I	I	I	P	e
II		II	II	III	III	PB	e
	II	I					
II	III			I			
	II	II			I		
V	V	II	III	II	IV	II	
I							
	I				I		
II	II					P	
II	II	II		II	II	I	
I				II	II	I	
	II	II			II	P	
II	II	II	II		I	P	e
I	I					P	
I	III			I			
II	IV	IV	IV		I	P	e
	I	I					
	II	I					
III	II	II	III	II	II		
	I					P	
	II					PB	
	I					P	
I	II						
	II						
I						P	
I					I		
III	IV		III		I		
III						P	
II	II	II	II			P	(m)/e
I	III		I		I	P	
V	IV	II	II	II	III	P	
I	III	I		I	I	P	
	I						
	I		I			P	e
II	III	II		I	I	P	e
BAPF						P	
KLPF	IV	I	III			PB	
203						P	
II/8						P	
205						P	
171*						P	
20*					II	P	
LF						P	
T						P	

Ulotrichales	Treubaria triappendiculata BERN.	I		I				P	
	Treubaria spec.*	II							
	Catena spp.	II	I			I			
	Elakatothrix aelatinosa WILLE	II	II		II				
	Elakatothrix spec.*	II	II	II		II	II		
	Koliella longiseta (VISCH.) HIND.	IV	IV	II	II	II	II		
	Koliella planctonica HIND.	II							
	Koliella spiculiformis (VISCH.) HIND.	III	II		II	II			
Oedogoniales	Koliella spec.*			I		II			
	Oedogonium spp.			II		II			
Siphonocladales	Cladophora alomerata (LINNÉ) KÜTZ.					III			
Conjugatophyceae									
	Closterium aciculare T.WEST	I	II	I		I	II	II	P
	Closterium acutum RALFS		I	I			I		PB
	Closterium acutum var. variabilis (LEMM.) W.KRIEG.		III	I	II	I			
	Closterium dianaeh EHRENB. ex RALFS					II			
	Closterium gracile BREBIS.		I	II					
	Closterium leibleinii KÜTZ. ex RALFS			I					e
	Closterium limneticum LEMM.	II	I			II		P	e
	Closterium moniliferum BORY ex RALFS			III	II	II	IV	II	PB e
	Closterium venus KÜTZ.	I							
	Closterium spec.*	IV	II	II		III	I		
	Cosmarium humile (GAY) NORDST.						I		
	Cosmarium perforatum LUND						I		
	Cosmarium spec.*	III	III	III	II	III	III	II	
	Pleurotaenium ehrenbergii (BREB.) DE BARY	I							o/m
	Staurastrum spp.	V	IV	IV	I	II	II	II	
Bacillariophyceae									
Centrales	Aulacoseira spp.	II	III			II	I		
	Rhizosolenia longiseta ZACH.	VI				I	I		
Pennales	centrisch Diat.*	III	V	II	IV	II	III	II	
	pennate Diat.*	IV	IV	V	VI	III	V	VI	
	Amphora spp.		I						
	Asterionella formosa HASSALL	II	IV	II	II	II	II	I	P m/e
	Cocconeis spp.					II	II		
	Cymbella spp.	I							
	Diatoma spp.	II	II	I		II			
	Epithemia spp.		I						
	Fragilaria spp.	II	II	II	II	II	III	I	
	Fragilaria ulna var. acus (KÜTZ.) LANGE-BERTALOT	III	II	II	III	II	II		
Pennales		BAPF	KLPP	203	III/8	205	17 f*	20*	LF T
	Fragilaria ulna var. ulna (NITZSCH) LANGE-BERTALOT	II	I					PB	
	Meridion spp.	II	II	II	III		IV	IV	
	Navicula spp.	II	II						
	Nitzschia spp.	II	IV	III	IV	II	IV	II	
	Tabellaria spp.	IV	II	II	I	II	IV	II	
Chrysophyceae									
Ochromonadales	Cyclonexis annularis STOKES.			I	I	I			
	Dinobryon suecicum LEMM.	I							
	Dinobryon cf. bavaricum IMHOF	V	II		I	I	I		o/e
	Dinobryon cf. cylindricum IMHOF	II	II	II			I		o/e
	Dinobryon cylindricum v. albinum IMH.	II	II						

	Dinobryon cf. diversans IMHOF		II	I					P	
	Dinobryon cf. sociale EHRENB.	V	III	III	I	II	II	I	P	
	Mallomonas cf. akrokomos RUTTNER						II			
	Mallomonas cf. caudata IWANOFF	II								
	Mallomonas cf. globosa SCHILLER							I		
	Mallomonas spp.	IV	IV	III		IV	III	II		
	Synura petersenii KORŠ.								III	
	Synura spec.*	III	III	III	II	II	IV	III		
Ochromonadales	Uroclena cf. americana CALKINS		I							o/m
	Uroclena volvox EHRENB.	II	II							
	Uroclena spec.*	II	II	I						
Prvmnesiales	Chrysoschromulina spp.		I							
Chromulinales	Bicosoeca turriera NYGAARD					II				
	Bicoeca spec.				I					
	Chrysococcus bidorus SKUJA			II			I			
	Chrysococcus diaphanus SKUJA					II			P	
	Chrysococcus cf. rufescens v. tripora LUND				II		II			
	Chrysococcus spec.		II	I	II					
	Kephyrion inconstans (SCHMID) BOURR.	I	I							
	Kephyrion rubi-claustri CONRAD	III	II	II	I	III	II	I	P	
	Kephyrion spec.	II	II	I	I	II	I			
	Pseudokephyrion conicum (SCHILLER) SCHMID		II							
Xanthophyceae										
	Centrtractus belonophorus (SCHMIDLE) LEMM.		II	II						
	Centrtractus spec.	II	I		II					
	Dichotomococcus spec.		I							
	Goniochloris fallax FOTT	II	II	II	III	I	I		P	e
	Goniochloris smithii (BOURR.) FOTT	II	II						P	
	Goniochloris spinosa PASCHER			I					P	
	Ophiocytium spp.	II	II							
	Tetraedriella spp.	I								
	Tetraplekton spp.		I							
Euglenophyceae										
	Anisomema spp.	I		II	II	I	II	II		
	Astasia spp.			I			I	I		
	Euglena acus EHRENB.	III	III	III	IV	III	V	IV	P	
Euglenophyceae										
	Euglena cf. clavata SKUJA	BAPF								
	Euglena ehrenbergii KLEBS.	KLPF								
	Euglena cf. asterosteus SKUJA	203								
	Euglena cf. hemichromata SKUJA	II/8								
	Euglena klebsii (LEMM.) MAINX	205								
	Euglena oxvuris fa. minima BOURR.	17 f*								
	Euglena pisciformis KLEBS.	20*								
	Euglena spathirhyncha SKUJA	LF								
	Euglena spirocava EHRENB.	T								
	Euglena tripteris (DUJ.) KLEBS.									
	Euglena viridis EHRENB.									
	Euglena spec.									
	Lepocinclis fusiformis (CARTER) LEMM. em. CONR.									
	Lepocinclis ovum (EHRENB.) LEMM.				II			II	P	
	Lepocinclis ovum cf. v. dimidio-minor DEFL.		I							

Untersuchungsgewässern wurde die Art lediglich im Soll 205 in der letzten Vegetationsperiode (1996/97) im Januar und Februar vereinzelt angetroffen.

Chlorogonium maximum SKUJA (Anhang: Tafel IV Abb. 12 A-D)

Lange, spindelförmige Zelle, die an den Enden verjüngt ist. Das vordere Ende ist etwas abgerundet, das hintere Ende läuft spitz aus. Zellen $140 - 200 \times 9 - 20 \mu\text{m}$. Geißel $1/5$ der Länge der Zelle. Chloroplast hohlzylindrisch, ohne Pyrenoid, in der Mitte mit einem Ausschnitt für den Zellkern. Im vorderen Teil der Zelle 5 - 6 pulsierende, verstreut liegende Vakuolen. ETTL (1983) beschreibt diese Art als eine ausgesprochenen Kaltwasserart, die vornehmlich im Frühjahr nach dem Eisaufbruch in Seen und Teichen auftritt. KRIENITZ (1992) meldete ihr Vorkommen erstmals für Deutschland. In den Untersuchungsgewässern war diese Art sehr verbreitet. Sie wurde auch während bzw. kurz nach der Eisaufbruchphase z.T. massenhaft im Barschpfuhl, S 203, S 205, S 17F* und S 20* angetroffen.

Dicellula planctonica SVIR. (Anhang: Tafel I Abb. 1 und Tafel V Abb. 13)

Zellen oval, zwei Zellen mit ihrer Längsseite in der Mitte verbunden. Die Zellen besitzen zahlreiche Borsten, die an der Basis warzenförmig verdickt sind. Um die Zellen oft feine Schleimschicht. Zwei wandständige Chloroplasten mit 1 - 2 deutlich sichtbaren Pyrenoiden. Zelle $8,5 - 12 \mu\text{m} \times 4,5 - 8 \mu\text{m}$, Borsten 9 - 15 μm . KOMÁREK & FOTT (1983) heben die Variabilität dieser Art hervor. So beobachteten sie Einzelzellen bzw. vier miteinander verbundene Zellen, ein oder teilweise acht Chloroplasten. Desweiteren kann diese Art sehr variabel in den Dimensionen sein (Länge bis 22 μm , Breite bis 12 μm , Borsten teilweise $< 9 \mu\text{m}$). Die Art kommt im Plankton von Teichen und Flüssen, selten vor und wurde bis jetzt aus Frankreich, Polen, Tschechien, Ukraine, Ungarn und der USA beschrieben. Für Deutschland neu. In den Söllen wurde diese Art vereinzelt, sporadisch nur im Klaren Pfuhl im Sommer vorgefunden.

Dimorphococcus lunatus A. BR. (Anhang: Tafel I Abb. 2a, b und Tafel V Abb. 14 A-D)

Zellen zu viert in Zönobien mehr oder weniger regelmäßig alternierend. Dimorphe Zellen das äußere Paar herzförmig mit leicht konkaver Außenseite, das innere Paar länglich-ellipsoidisch. Ein wandständiger Chloroplast mit einem Pyrenoid. Zellen $8 - 20 \times 5 - 15 \mu\text{m}$. Die Zönobien schließen sich durch verschleimte Mutterzellwandreste zu unregelmäßig geformten Kolonien zusammen. Durchmesser der Kolonie bis 100 μm . Die Art ist im Plankton von Kleingewässern (HUTZEL 1936), verwachsenen Tümpeln, Torfgewässern und mit unter in langsam fließenden Strömen zu finden (KOMÁREK & FOTT 1983). Wahrscheinlich kosmopolitische Verbreitung, aber nicht sehr häufig (HUTZEL 1936; KOMÁREK & FOTT 1983). Auch während der Untersuchungen an den Söllen konnte die Art nur im Barschpfuhl und im Klaren Pfuhl sehr vereinzelt im Sommer angetroffen werden. Als eine Ausnahmeerscheinung scheint daher die Beobachtung einer Massenentwicklung dieser Art von JANA (1973) in einem Kleingewässer in Indien im April zu sein.

Franceia droescheri (LEMM.) G. M. SMITH (Anhang: Tafel I Abb. 3)

Zelle oval mit zahlreichen, leicht gebogenen Borsten, die zur Basis hin langsam dicker werden. Zelle 10 - 15 µm * 5 - 11 µm, Borsten ca. genauso lang bzw. 1 ½ mal so lang wie die Zelllänge. Ein Chloroplast mit mehreren Pyrenoiden. KOMÁREK & FOTT (1983) beobachteten allerdings bei älteren Zellen bis zu 4 Chloroplasten. Um die Zelle und Borsten oft feine Schleimschicht. Im Plankton, aber selten und vereinzelt. In ganz Europa, Nordamerika und Brasilien bis jetzt gefunden (KOMÁREK & FOTT 1983). HEGEWALD et al. (1980) ordnet diese Art zu *Franceia amphitricha* (LAGERH.) HEGEW.. In den Söllen wurde diese Art nur im Barschpfuhl sehr vereinzelt im Sommerplankton vorgefunden.

Quadricoccus cf. laevis FOTT (Anhang: Tafel I Abb. 4 a, b und Tafel V Abb. 15 A, B)

Kolonien vierzellig. Einzelzellen oval, mit den Enden an der leeren Mutterzellwand angeheftet. Zelldimensionen 8 - 9,5 * 4 - 4,5 µm. Ein wandständiger, fast eine Zellhälfte ausfüllender Chloroplast mit einem Pyrenoid. Vor der Autosporenbildung teilt sich der Chloroplast in zwei bzw. vier Teile. Die Art kommt im Plankton von Teichen, Kleingewässern und langsam fließenden Strömen vor und wurde in England, Tschechien, Ungarn und Neuseeland vorgefunden (KOMÁREK & FOTT 1983). Die Art wurde stetig im Sommer allerdings nur in vereinzelt Exemplaren im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl vorgefunden. Nach KOMÁREK & FOTT (1983) kann bei dieser Art nur eine zellreiche, sich vermehrende Population zu einer sicheren Artdiagnose führen, um sicher Verwechslungen mit *Q. verrucosus* FOTT, *Lobocystis*- oder *Oocystis*-Arten zu vermeiden. Für FOTT (1948) und HINDÁK (1977) unterscheiden sich *Quadricoccus verrucosus* FOTT lediglich durch das Vorhandensein von kleinen Granula bzw. Würzchen auf der Zelloberfläche gegenüber *Quadricoccus laevis* FOTT. Die Zahl und das Vorkommen der Granula ist sehr variabel. Die in den o.g. Söllen identifizierten Exemplare wiesen niemals Granula auf, so daß die Zuordnung zu *Q. laevis* FOTT als richtig anzusehen ist.

Cyclonexis erinus JANE (Anhang: Tafel I Abb. 5)

Einzelzellen eiförmig 9 - 13 µm * 6 - 8 µm mit einem wandständigen, muldenförmigen gelblich schimmernden Chromatophor. Hauptgeißel etwas länger als die Zelle, Nebengeißel etwa ¼ so lang. Zwei pulsierende Vakuolen und eine Anhäufung von Chrysolaminarin-Körnern im Hinterende der Zellen. Einzelzellen sind seitlich zusammengewachsen und in einer kranzförmigen Kolonie zusammengeschlossen. BOURRELLY (1954) hebt hervor, daß die Vertreter dieser Gattung selten im Plankton zu finden sind bzw. auf Grund ihrer extremen Empfindlichkeit gegenüber mechanischen Reizen sehr schnell zerstört werden können und dadurch selten zu erfassen sind. Diese Art wurde vor allem in Wiesentümpeln und kleineren, sauren Seen in England (CARTER 1937; JANE 1940), Deutschland (HUTZEL 1936), Frankreich (HOVASSE 1949; BOURRELLY 1954), Schweiz (LAUTERBORN 1906) und Rußland (DE PERFILIEV 1929) vorgefunden. BOURRELLY (1954) vermutet, daß es sich vor der Erstbeschreibung der Art (JANE 1940) bei der für die genannten europäischen Fundorte beschriebene Art *Cyclonexis annularis* STOKES

jeweils um *Cyclonexis erinus* JANE handelte. In den Untersuchungsgewässern wurden Bruchstücke von Kolonien dieser Art sporadisch im Soll 205, S 203 und S II/8 vorgefunden.

Uroglena volvox EHRENB. (Anhang: Tafel II Abb. 6 a, b und Tafel VI Abb. 16)

Einzelzellen oval oder birnenförmig 10 - 16 µm * 7,8 - 10 µm, nach hinten verjüngt, auf dichotom verzweigten Gallertstielen sitzend. Hauptgeißel 2 mal und Nebengeißel ½ mal so lang wie die Zelle. Einzelzellen in kugelförmigen Kolonien zusammengeschlossen Durchmesser 30 - 350 µm. Zysten kugelig im Gegensatz zu der Beschreibung von IWANOFF zit. in STARMACH (1985) ohne Stacheln und mit zylindrisch, kurzem Halsfortsatz. Die Ausprägungsform der Zyste stimmt sehr genau mit der Darstellung von BOURRELLY (1954) überein. Die von ZACHARIAS zit. in STARMACH (1985) beschriebene unbestachelte Zyste weist im Gegensatz dazu einen sehr langen Halsfortsatz auf. Die im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl vorgefundenen Art wurde z.T. massenhaft ausschließlich in den Wintermonaten vorgefunden. Sie ist eine verbreitete Art in Mitteleuropa (STARMACH 1985).

Chrysococcus rufescens var. *tripora* LUND (Anhang: Tafel II Abb. 7 a, b und Tafel VI Abb. 17 A-C)

Gehäuse kugelig, glatt, mehr oder weniger stark braun gefärbt mit einer apikalen Pore und zwei basalen Poren, wobei eine ungefähr die Größe der apikalen Pore hat und die andere deutlich kleiner ist. Durchmesser des Gehäuses 7 - 9 µm. Protoplast mit einem Chromatophor. Geißel 2 mal länger als das Gehäuse. Beschrieben aus Seen in England und aus Kleingewässern Österreichs und Ostdeutschlands (STARMACH 1985). Im Soll 205 im Winter 1996/97 massenhaft.

Kephyrion inconstans (SCHMID) BOURR. (Anhang: Tafel II Abb. 9 a, b und Tafel VI Abb. 18 A-C)

Das tonnenförmige Gehäuse ist vorne gerade abgestutzt und hinten breit abgerundet. Um die breiteste Stelle des Gehäuses zwei oft unterbrochene Ringleisten, die ganz verschiedenen Ausbildung aufweisen können. Die Gehäusewand ist immer bräunlich, wobei sowohl hellere, durchscheinende als auch sehr dunkle kaum durchscheinende Exemplare auftraten. Gehäuse 6,5 - 8 * 4,5 - 5 µm, Geißel ca. 1/2 mal länger als das Gehäuse, Protoplast ellipsoidisch, Chromatophor wandständig. Einziger Fundort bis jetzt in einem Kleingewässer bei Wien (Österreich) von STARMACH (1985) beschrieben. Neu für Deutschland.

Kephyrion rubri-claustri CONRAD (Anhang: Tafel II Abb. 8 a, b und Tafel VI Abb. 19 A, B)

Das tonnenförmige Gehäuse ist vorne kegelstumpfförmig verschmälert und hinten breit abgerundet. Im vorderen Drittel befindet sich eine wulstartige Verdickung. Die Gehäusewand ist immer bräunlich, wobei sowohl hellere, durchscheinende als auch sehr dunkle kaum durchscheinende Exemplare auftraten. Gehäuse 6 - 8,5 * 4 - 6 µm, Geißel 12 - 15 µm, Protoplast ellipsoidisch 5 * 3-

4 µm. Chromatophor wandständig. Nach STARMACH (1985) kommt diese Art im Nanoplankton von Teichen vor und wurde aus Belgien und Dänemark gemeldet. KRIENITZ (1992) beschreibt sie erstmals für Deutschland in Flachwässern des Überflutungsgebietes der Mittleren Elbe im Biosphärenreservat „Steckby-Lödderitzer Forst“. In den Untersuchungsgewässern Klarer Pfuhl, Soll II/8, S 17F* und S 20* wurde diese Art vor allem im Herbst und Winter vorzugsweise angetroffen.

Pseudokephyrion conicum (SCHILLER) SCHMID (Anhang: Tafel VI Abb. 20 A-C)

Das Gehäuse ist kegelförmig, vorn etwas verschmälert und an der breitesten Stelle etwas verdickt, hinten breit abgerundet. Die Gehäusewand ist immer hellbraun, durchscheinend und schwach punktiert. Gehäuse 5 - 6 µm * 5 - 6,-(6,5) µm, zwei heterokonte Geißeln (2/3 und 1,5 der Körperlänge). Bisher aus Österreich, Dänemark und ehem. UdSSR bekannt (STARMACH 1985) KRIENITZ (1992) beschrieb diese Art erstmals für Deutschland. Im Klaren Pfuhl wurde die Alge vornehmlich im Winter in erhöhten Abundanzen vorgefunden. Dies deckt sich mit den Angaben von STARMACH (1985).

Euglena oxyuris SCHMARDA (Anhang: Tafel III Abb. 10 a-d und Tafel VII Abb. 21)

Zellen langgestreckt, etwas abgeplattet, teilweise spiralg gedreht und mit kurzer, gerader Endspitze. Eine wenig metabolische Art, aber in den Zelldimensionen sehr variabel (s.u.). Die Membran ist stark spiralg gestreift. Die Geißel ist ½ mal so lang wie die Körperlänge. Zahlreiche scheibenförmige Chromatophoren ohne Pyrenoiden. Der Zellkern liegt zwischen zwei deutlich sichtbaren, großen, ringförmigen Paramylonkörnern. Nach HUBER-PESTALOZZI (1955) eine in stehenden Gewässern im Plankton verbreitete Art. In den Untersuchungsgewässern wurde vor allem *E. oxyuris* var. *minor* DEFL. mit Zelldimensionen von 150 - 190 µm * 16 - 25 µm zumeist im späten Frühling und Sommer im Soll 203, S 205, S II/8 und S 20* in erhöhten Abundanzen vorgefunden. Die im Klaren Pfuhl und im Soll II/8 zur gleichen Zeit identifizierte Art entspricht der Typusbeschreibung von *E. allorgei* DEFL.. Die Zelldimensionen der gefundenen Exemplare entsprechen allerdings nur in der Breite 13 - 17 µm den Typusangaben. Die von HUBER-PESTALOZZI (1955) angegebenen Zelllängen (105 - 114 µm) wurde wesentlich unterschritten und lag bei 80 - 86 µm. Für BOURRELLY (1949) ist die Art *E. oxyuris* SCHMARDA als Sammelart zu verstehen, in die Arten, die schwer von dem *E. oxyuris* Typus zu unterscheiden sind, eingeordnet werden sollten. So ist auch die Gruppierung von *E. allorgei* DEFL. zu *Euglena oxyuris* SCHMARDA auf Grund der starken Ähnlichkeiten durchaus zu vertreten und unter Berücksichtigung der o.g. Dimensionen zu *E. oxyuris* fa. *minima* BOURR. zuzuordnen.

Euglena spathirhyncha SKUJA (Anhang: Tafel VII Abb. 22 A-C)

Zellen stark metabolisch, länglich spindelförmig, im vorderen Teil dorsiventral ziemlich stark abgeplattet. Vorderende weit vorgezogen, schräg abgestutzt. Das Hinterende allmählich verjüngt,

in eine feine gerade bis leicht gekrümmte, hyaline Spitze auslaufend. Zelldimensionen 60 - 80 μm * 12 - 18 - (30) μm . Die Geißellänge entspricht ca. $\frac{3}{4}$ der Körperlänge. Periplast sehr zart mit enger, spiraliger, linksgewundener Längsstreifung. Viele Chromatophoren ohne Pyrenoid und zahlreiche, ellipsoidische Paramylonkörner, die weitgehend in der Zelle verteilt sind. In Schweden, Dänemark und Lettland beschrieben (HUBER-PESTALOZZI 1955). Die Art wurde in den fast allen Söllen (außer S 203 und S 205) vorgefunden. Im Soll II/8 kam es teilweise im Winter unter Eis zu einer massenhaften Entwicklung. Die vorgefundenen Zellen waren häufig gekrümmt, oft stark in axialer Richtung verkürzt und eine Kreiselform bildend.

Phacus caudatus HÜBNER (Anhang: Tafel VII Abb. 23 A, B)

Zellen schlank, länglich eiförmig, flach und etwas tordiert. Eine Flanke häufig etwas stärker konvexer gegenüber der anderen. Zelle vorne abgerundet mit mehr oder weniger deutlicher Einbuchtung. Hinten sich verjüngend und einen deutlichen Endstachel bildend. der Endstachel ist gerade bzw. sehr schwach gekrümmt. Dorsaler Kiel deutlich bis zum Hinterende reichend. Periplast längsgestreift. Geißel ungefähr körperläng. Zwei in der Längsachse der Zelle gelegene, fast gleich große Paramylonkörner vorhanden. Zelldimension 30 - 45 μm * 15 - 20 μm . Die Art war in den Untersuchungsgewässern sehr verbreitet. Die Zelldimensionen entsprechen den von HUBER-PESTALOZZI (1955) gemachten Angaben zum Typus, allerdings konnten bei keinem der gefundenen Exemplare die beschriebenen sehr deutlichen Größenunterschiede zwischen den zwei Paramylonkörnern gefunden werden.

3.5.3 Chlorophyll a-Jahresdynamik

Die untersuchten Sölle lassen sich hinsichtlich ihrer Chlorophyll a-Gehalte auf der Basis der Einzelwertvergleiche Abb. 27 sowie der Rang-Varianzanalyse (Tab. 18) kaum signifikant voneinander unterscheiden. Deutlich wird allerdings, daß das Soll 205 die höchsten Chlorophyll a-Gehalte aufwies (MD: 37,62 $\mu\text{g/l}$) und im Soll 20 die niedrigsten Werte dieses Parameters gemessen wurden.

Tab. 18: Chlorophyll a Varianz-Analyse der Rangsummen nach Student-Newman-Keuls; in den homogenen Untergruppen wurde das Gruppenmittel dargestellt; wegen ungleicher Gruppengröße wurde das Harmonische Mittel von 35.700 angewendet; Datenbasis: Gewässereinzelnwerte

P=0.05 für die Untergruppen			
Gewässer	N	1	2
S 20*	36	101.91667	
S 203	36	110.30556	110.30556
KLPF	36	115.72222	115.72222
S II/8	34	129.20588	129.20588
S 17F*	36	132.33333	132.33333
BAPF	36	133.91667	133.91667
S 205	36		155.30556
Sign.		0.404	0.082

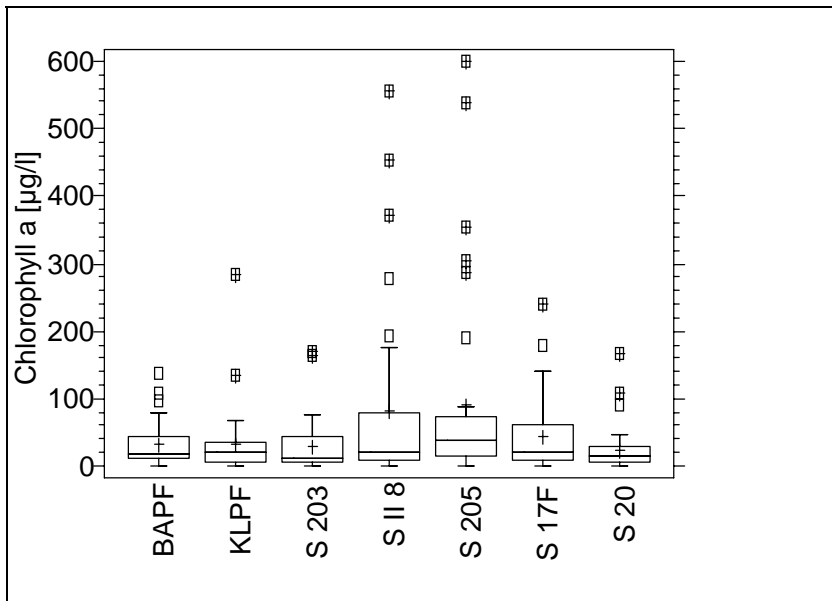


Abb. 27: Chlorophyll a Einzelwerte der Sölle über die gesamte Untersuchungszeit; Datenbasis: n = 36 bzw. 34; box plot-Darstellung mit Median und Ausreißern

Typisch für das Soll 205 waren erhöhte Chlorophyll a-Gehalte im Frühjahr und im Herbst/Winter sowie mehr oder weniger stark ausgeprägte Sommerminima (Abb. 28). So wurden im Sommer 1994 langanhaltend geringe Chlorophyll a-Konzentrationen während ausgedehnter Algenwatten (hauptsächlich *Cladophora glomerata* LINNÉ (KÜTZ.) in diesem Kleingewässer registriert. Auffällig sind die extrem hohen Konzentrationen dieses Surrogatparameters während der Wiedervernässungsphase zu Beginn der Untersuchungen und der winterlichen Eisbedeckung.

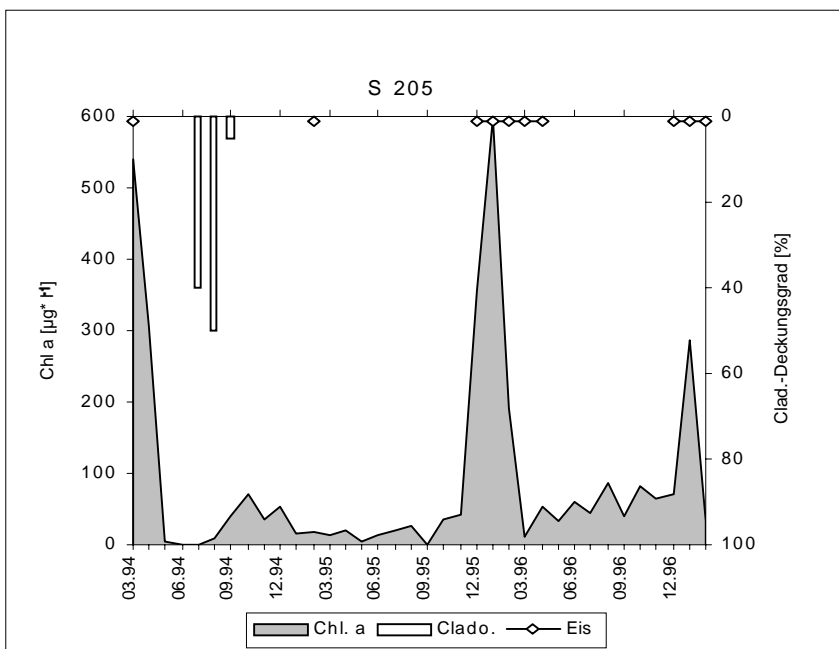


Abb. 28: Soll 205 Jahresgänge der Chlorophyll a-Konzentration (Fläche) in Beziehung zu Eisbedeckung (Symbole) und Cladophora spp.-Watten (Säulen)

Bezieht man in diesem Zusammenhang das Biovolumen (Abb. 29) und Artenspektrum (Abb. 30) der Mikroalgen ein wird die Dominanz der Phytoflagellaten deutlich. Vertreter der Cryptophyceae waren im Frühjahr 1994 mit einem Anteil von 87 % am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons beteiligt. Euglenophyceen der Gattung *Euglena* spp. entwickelten sich im Januar 1996 unter Eis massenhaft und repräsentierten sogar 95 % des gesamten Biovolumens. Neben den

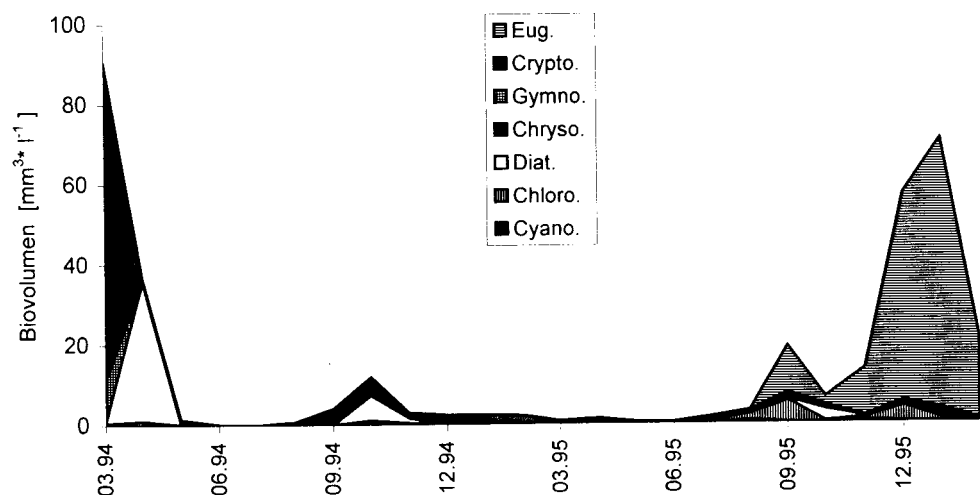


Abb. 29: Soll 205 Phytoplanktonbiovolumen für die Vegetationsperiode 1994/95 und 1995/96

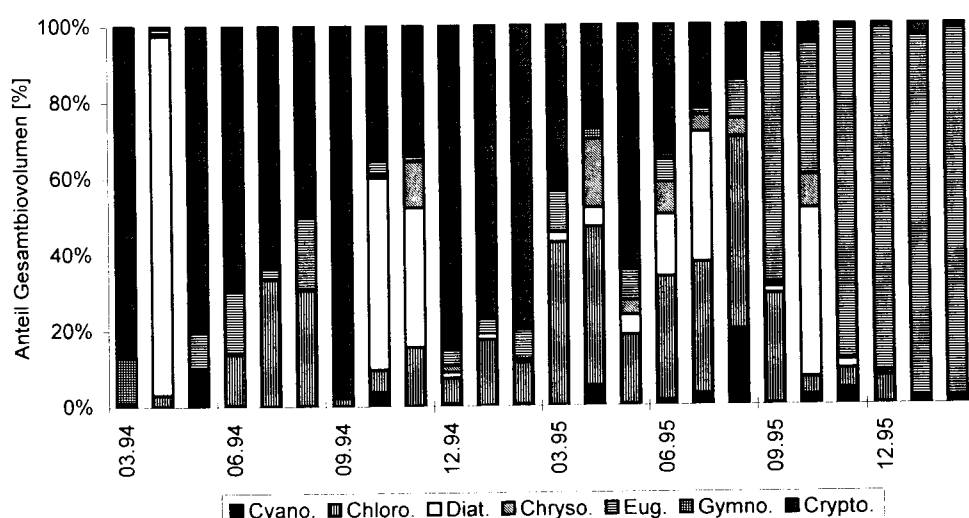


Abb. 30: Soll 205 prozentualer Anteil einzelner Algenklassen am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons für die Vegetationsperiode 1994/95 und 1995/96

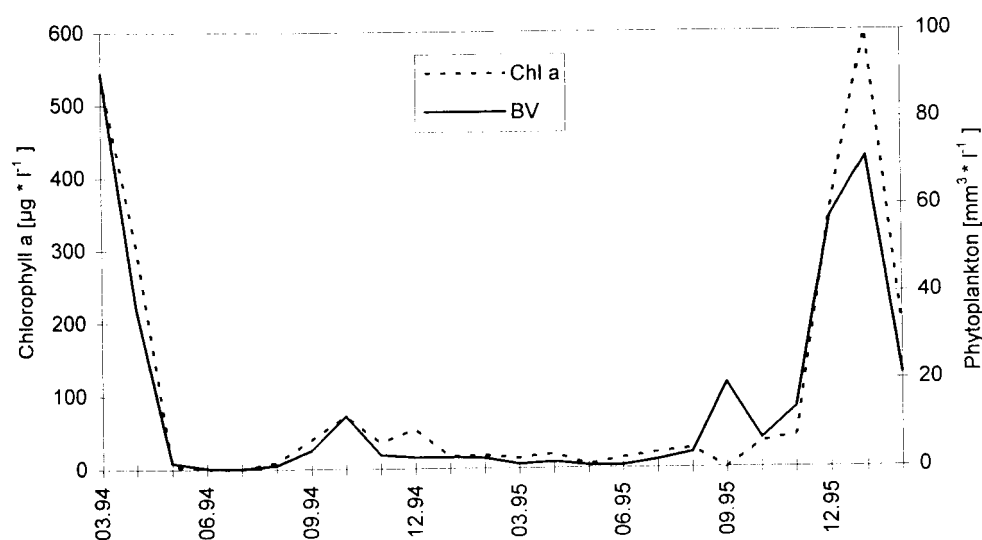


Abb. 31: Soll 205 Im Vergleich der gemessenen Chlorophyll a-Werte mit den ermittelten Gesamtbiovolumen für die Vegetationsperiode 1994/95 und 1995/96

Phytoflagellaten können lediglich die Diatomeen und z.T. die Chlorophyceae nennenswerte Biovolumina ausbilden.

Für das Soll 205 sind in Abbildung 31 die Chlorophyll a-Werte und die korrespondierenden Biovolumina der Vegetationsperiode 1994/95 und 1995/96 exemplarisch dargestellt. Die sehr ähnlichen Kurvenprofile weisen auf eine signifikante Korrelation zwischen beiden Parametern hin. Die erhebliche Diskrepanz zwischen dem Chlorophyll a Wert und dem dazugehörigen Biovolumen im September 1995 kann nur auf einen Meßfehler bei der Pigmentanalyse zurückzuführen sein. In Abbildung 32 sind die ermittelten Phytoplanktonbiovolumina gegen die Chlorophyll a-Werte der ersten und zweiten Vegetationsperiode aufgetragen. Die lineare Regressionsanalyse zeigt, daß 92,97 % der Variation der Chlorophyll a-Konzentration durch die Variation des Biovolumens bestimmt ist und somit ein starker linearer Zusammenhang zwischen den Parametern besteht. Ähnliche Befunde konnten von WOITKE et al. (1996) für verschiedene Berliner Gewässer sowie von MÖLLGAARD (1997) für Kleingewässer des Unteren Odertals vorgelegt werden. Der auf der Y-Achse liegende Ausreißerwert ist auf eine fehlerhafte Chlorophyll a -Bestimmung zurückzuführen (s.o)

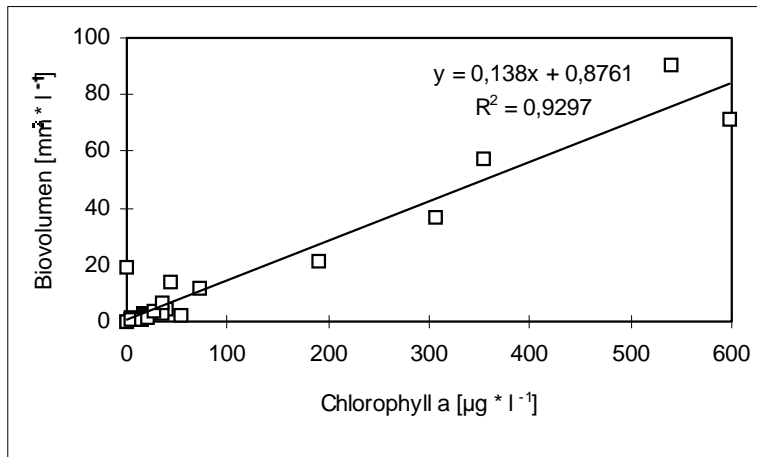


Abb. 32: Soll 205 Phytoplanktonbiovolumen in Abhängigkeit von der Chlorophyll a-Konzentration für die Vegetationsperiode 1994/95 und 1995/96 Datengrundlage: n = 24

Typisch für das Soll 203 waren Chlorophyll a-Maxima zu Beginn und am Ende der Vegetationsperiode (Abb. 33 A). Langanhaltende Minima dieses Surrogatparameters während der Sommer- und Herbstmonate korrelierten mit ausgedehnten submersen Makrophytenbeständen in diesem Kleingewässer (vgl. 2.1.1.). Die Lemnabedeckung konnte hauptsächlich im Uferbereich während der zweiten und dritten Vegetationsperiode beobachtet werden und spielte daher hinsichtlich des verminderten Phytoplanktonaufkommens im Freiwasser nur eine untergeordnete Rolle.

Im Soll 17F* wurden im Frühjahr und Winter erhöhte Chlorophyll a-Konzentrationen gemessen (Abb. 33 B). In den Sommer- und Herbstmonaten war das Freiwasser dieses Kleingewässers fast vollständig mit *Ceratophyllum submersum*-Beständen ausgefüllt (vgl. 2.1.2.). Gleichzeitig bedeckte *Lemna spp.* mosaikartig die Wasseroberfläche. Trotz des submersen Makrophytenbewuchses im Sommer/Herbst konnten Chlorophyll a-Maxima in diesem Soll festgestellt werden.

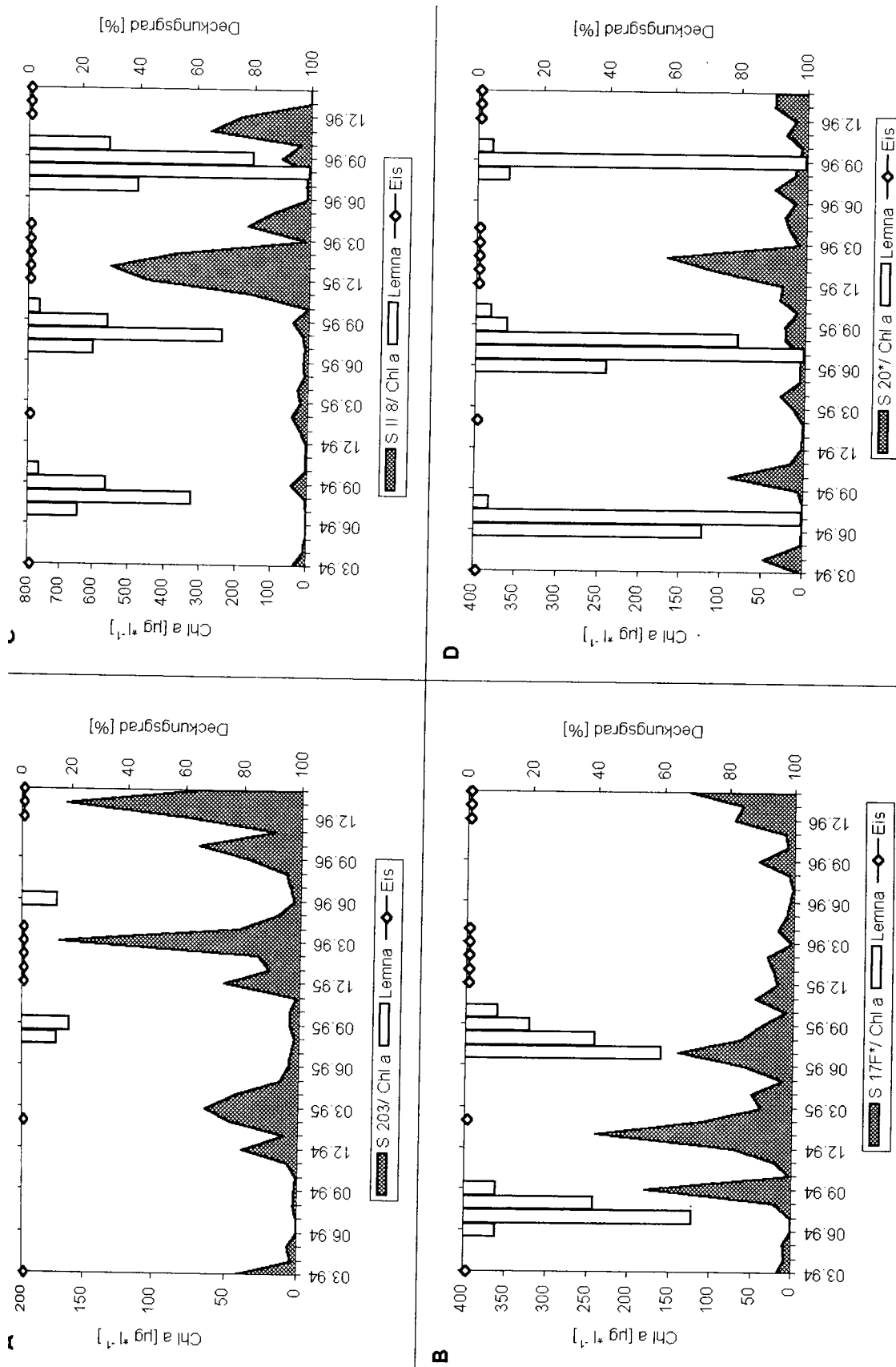


Abb. 33 A-D: Jahresgänge der Chlorophyll a-Konzentration (Fläche) in Beziehung zu Eisbedeckung (Symbole) und Lemna spp.-Bedeckung (Säulen) für die Sölle S 203, S II/8, S 17F* und S 20*

Im Soll II/8 waren hohe Chlorophyll a-Konzentrationen im Frühjahr, Herbst und Winter charakteristisch (Abb. 33 C). Während ausgedehnter sommerlicher *Lemna spp.*-Bestände wurden minimale Chlorophyll a-Konzentrationen verzeichnet. Die höchste Chlorophyll a-Konzentration ($555,4 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) wurde während einer Massenentwicklung von Phytoflagellaten der Gattung *Trachelomonas spp.* und *Cryptomonas spp.* im Januar 1996 in diesem Soll gemessen.

Charakteristisch für das Soll 20* sind die überwiegend geringen Chlorophyll a-Gehalte während der gesamten Untersuchungszeit (Abb. 33 D). Lediglich im Frühjahr und Herbst konnten erhöhte Konzentrationen dieses Parameters festgestellt werden. Im Sommer korrelierten dichte *Lemna spp.*-Bestände mit Chlorophyll a-Minima. Auch in diesem Gewässer wurde im Winter 1995/96 während der langen Eisbedeckung ein Chlorophyll a-Maximum registriert. Zu dieser Zeit dominierte im Soll *Cryptomonas spp.*

Die Phytoplanktodynamik im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl ist durch Chlorophyll a-Maxima im Herbst/Winter gekennzeichnet (Abb. 34 A und B). Die Chlorophyll a-Konzentration der Pfuhe über die gesamte Untersuchungsperiode (BAPF $18,77 \mu\text{g/l}$ bzw. KLPF $21,07 \mu\text{g/l}$) ist mit dem Soll II/8 und S 17F* vergleichbar. Die Entwicklungsmaxima im Winter werden von Arten der Chrysophyceae z.B. *Dinobryon spp.*, *Uroglena, spp.*, *Mallomonas spp.* und *Synura spp.* sowie von Vertretern der Cryptomonaden sowie Dinophyceae geprägt. Im Klaren Pfuhl konnten während einer teilweisen Bedeckung des Solls mit *Lemna spp.* verminderte Chlorophyll a-Konzentrationen festgestellt werden.

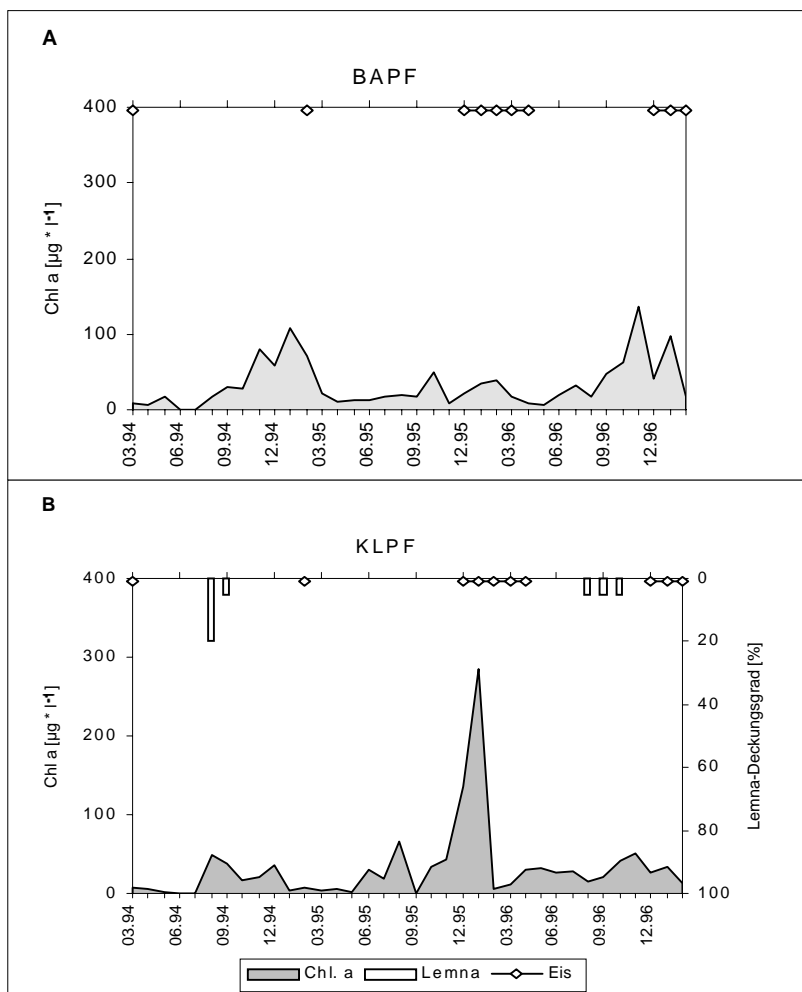


Abb. 34: Jahresgänge der Chlorophyll a-Konzentration (Fläche) in Beziehung zu Eisbedeckung (Symbole) und Lemna spp.-Bedeckung (Säulen) Barschpfuhl (Abb. 34 A) und Klarer Pfuhl (Abb. 34 B)

3.5.4 Chlorophyll a / Nährstoff-Relation

Aussagen zur Effizienz der Umwandlung von Phosphor und Stickstoff in Phytoplanktonbiomasse sind über das Chlorophyll a/ Gesamtphosphat- bzw. Gesamtstickstoff-Verhältnis möglich. Geht man davon aus, daß Phosphor in einem Verhältnis von 1:1 und Stickstoff in einem Verhältnis von 1:16 zur Biomassebildung aufgenommen wird, so weist ein Verhältnis ab eins (Chlorophyll a/ Gesamtphosphat) (REYNOLDS 1992; CHORUS 1995) bzw. ab 0,0625 (Chlorophyll a/ Gesamtstickstoff) auf eine Nährstofflimitation der Algenbiomasse hin.

In Abbildung 35 sind die Chlorophyll a/Gesamtphosphat- bzw. Gesamtstickstoff-Relation der einzelnen Sölle im zeitlichen Verlauf dargestellt. Deutliche Unterschiede der Untersuchungsgewässern sind erkennbar. Im Barschpfuhl wurden im Winter 1994/95 und im Klaren Pfuhl im Herbst 1996 vorübergehend Masserelationen > 4 von Chlorophyll a zu Gesamtphosphat erreicht. Während der langen Eisbedeckung im Winter 1995/96 kam es im Klaren Pfuhl sowohl zu einer Phosphat- als auch einer Stickstofflimitation der Algenbiomasse. Im Soll 205 wurden im Herbst bzw. Winter Masserelationen sowohl von Chlorophyll-a zu Gesamtphosphat gleich bzw. größer 1 als auch zu Gesamtstickstoff größer 0,0625 erreicht. Im Winter 1995/96 wurde die Algenbiomasse besonders durch Gesamtstickstoff limitiert. Auch im Soll II/8 und S 17 F* war Stickstoff der limitierende Faktor der Biomasseentwicklung. Auffallend ist, daß es im Soll II/8 erst mit Beginn der langen Eisbedeckung im Winter 1995/96 bis zum Ende der Untersuchungen zu z.T. sehr hohen Masserelationen des Chlorophyll a-/ Gesamtstickstoff-Verhältnisses kam. Typisch für das Soll 203 waren Chlorophyll a-/ Gesamtphosphat- bzw. Gesamtstickstoff-Relationen unter 1 bzw. 0,0625 über die gesamte Untersuchungszeit. Lediglich am Ende der letzten Vegetationsperiode kam es kurzzeitig zur Masserelationen um 0,0625 bezüglich des Chlorophyll a-/ Gesamtstickstoff-Verhältnisses. Im Soll 20 lag der Chlorophyll a-/ Gesamtphosphat- bzw. Gesamtstickstoff-Quotient während des gesamten Untersuchungszeitraumes unter den Nährstofflimitationsverhältnissen.

In Abbildung 36 sind die Gewässermediane der Chlorophyll-a/ Gesamtphosphat- bzw. Gesamtstickstoff-Relation für die untersuchten Sölle dargestellt. Aus den Ergebnissen ist die Effizienz Phosphat bzw. Stickstoff in Biomasse umzuwandeln ablesbar d.h. es kann tendenziell abgeschätzt werden, welcher der beiden Nährstoffe am ehesten die Entwicklung der Mikroalgen in dem jeweiligen Soll limitiert. Es zeigt sich, daß im Soll 205 die beiden Nährstoffe am effizientesten in Biomasse umgesetzt wurden, wobei Stickstoff der produktionsbestimmende Faktor war. Daran schließen sich Barschpfuhl und Klarer Pfuhl an. Die Ergebnisse zeigten im Barschpfuhl eine deutliche Neigung zur Limitation der Biomasseentwicklung durch Phosphat im Klaren Pfuhl hingegen eher durch Stickstoff. In den übrigen Söllen war die Tendenz zur Stickstofflimitation der Phytoplanktonentwicklung deutlich zu erkennen, wobei dies stärker für das Soll II/8 und S 17F* gegenüber dem Soll 203 und S 20* galt.

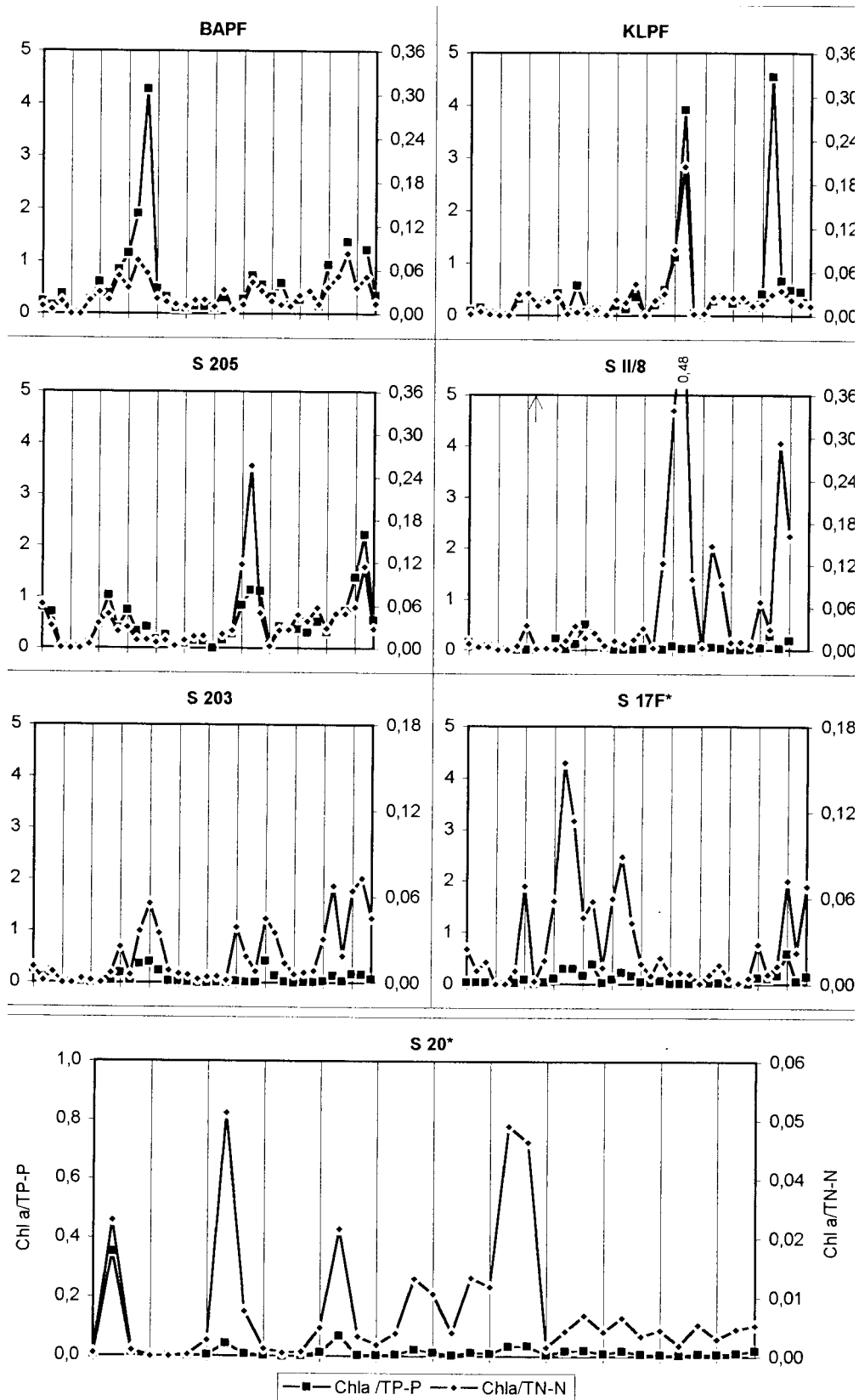


Abb. 35: Jahresgänge der Chlorophyll a/Gesamtphosphor-Relation und Chlorophyll a/Gesamtstickstoff-Relation der untersuchten Sölle

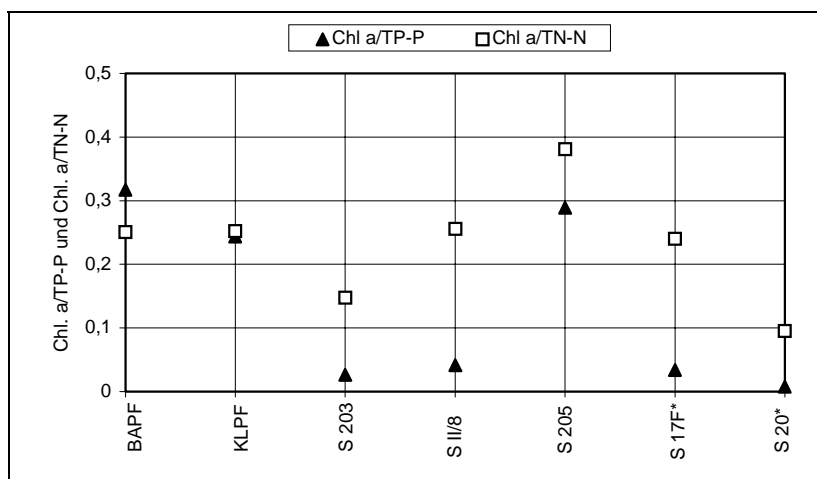


Abb.36: Vergleich der Soll-Medianwerte der Chlorophyll a/ Gesamtphosphat-Relation (Dreieck) und der Chlorophyll a/ Gesamtstickstoff-Relation 1: 16 (Quadrat)

3.5.5 Jahreszeitliche Aspekte der Mikroalgenentwicklung

Ein Vergleich der Abundanzschätzungen innerhalb der drei Vegetationsperioden läßt in den Söllen ein bestimmtes saisonales Entwicklungsschema erkennen. Dabei kommt es in den verschiedenen Vegetationsperioden zu unterschiedlicher Zusammensetzung und Biomasseverläufen des Phytoplanktons. Nach Untersuchungen von REYNOLDS (1984) lassen sich die dominanten Phytoplanktontaxa zu Gruppen zusammenfassen, deren Auftreten eine erkennbare Periodizität und bestimmte morphologisch-physiologische Merkmale aufweisen. Die Phytoplankter in den Söllen wurden unter Berücksichtigung des Wechsels ihrer Häufigkeiten in die von REYNOLDS (1984, 1987) (Tab. 19) unterteilten morphologisch-physiologischen Gruppen eingeordnet. Außerdem wurden unter Einbeziehung der Stetigkeiten der einzelnen Mikroalgen die Charakterarten der Sölle herausgearbeitet.

Tab. 19: Unterteilung der morphologisch-physiologischen Gruppen nach REYNOLDS (1984, 1987)

Gruppe	Charakteristik
A	kleine Zellen; großes Oberflächen-Volumen-Verhältnis; mittlere Sedimentationsrate; freßbar bis weniger freßbar
C	Kolonien oder große Zellen; mittleres Oberflächen-Volumen-Verhältnis; hohe Sedimentationsrate, wenig bis schlecht freßbar
H	Fäden oder Kolonien; kleines Oberflächen-Volumen-Verhältnis; schwebend; schlecht freßbar
G	Kolonien; kleines Oberflächen-Volumen-Verhältnis; aktiv beweglich; schlecht freßbar
L	große Zellen; kleines Oberflächen-Volumen-Verhältnis; aktiv beweglich; schlecht freßbar
Y	kleine Zellen; großes Oberflächen-Volumen-Verhältnis; aktiv beweglich; gut freßbar

Das Frühjahr im Barschpfuhl (Abb. 37 A-G und 38) wurde immer durch die Chrysophyceae mit vorwiegend kleinen Oberflächen-Volumen-Verhältnissen bestimmt. Außerdem waren großzellige Diatomeen, sowie kleinzellige Diatomeen und Cryptophyceae, die eine gute Futtergrundlage für die Zooplankter darstellten, zahlreich vertreten. Nach einer mehr oder weniger ausgeprägten Klarwasserphase waren die Chlorophyta s.l. im Sommer aspektbestimmend. Es waren sowohl kleine, gut freßbare Mikroalgen als auch große, schlecht freßbare Zellen und Kolonien gleichermaßen vertreten. Der Sommer 1995 wies allerdings eine Besonderheit auf. Die Chlorophyta s.l., die zu Beginn dieser Saison dominierten, wurden durch eine extreme Entwicklung von *Gonyostomum semen* (EHRENB.) DIESING zurückgedrängt. CRONBERG et al. (1988) beschrieb eine ähnliche Massenentwicklung der Art für Schwedische Waldseen in Zusammenhang mit der zunehmenden Versauerung dieser Gewässer. Im Gegensatz dazu konnten im Barschpfuhl keine signifikanten Veränderungen des pH-Wertes festgestellt werden.

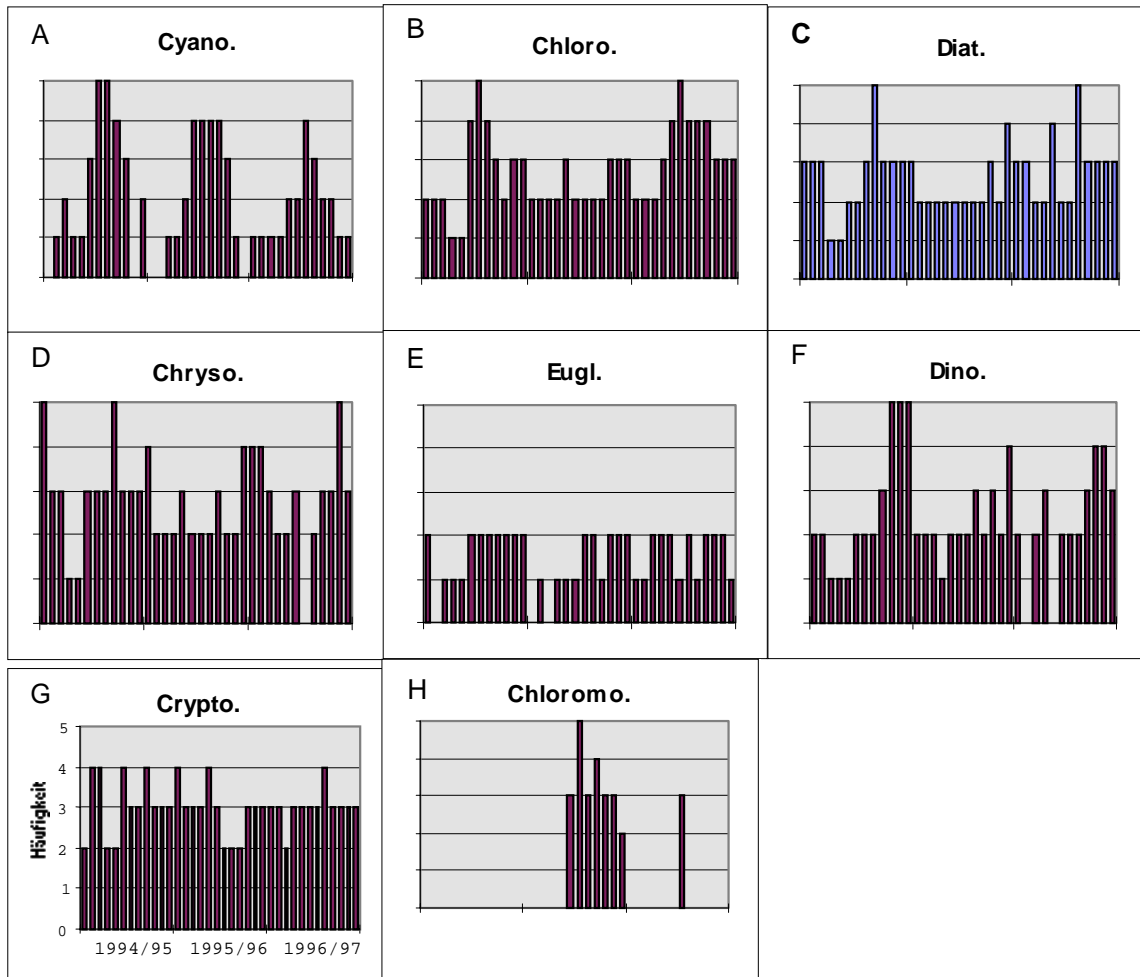


Abb. 37 A-G: Barschpfuhl Wechsel der Häufigkeiten verschiedener Algengruppen

Chloro.=Chlorophyta s.l./ Chloromo. =Chloro- monadophyceae/ Chryso. = Chrysophyceae/

Crypto. = Cryptophyceae/ Cyano. = Cyanophyceae/ Diat. = Diatomeen/ Dino. = Dinophyceae/

Eugl. = Euglenophyceae

Der Herbst wurde im Barschpfuhl weiter von den Chlorophyta s.l. (1994 & 1996) und den kloniebildenden Cyanophyceae geprägt. Den Winteraspekt bestimmen Dinophyceae und z.T. Diatomeen bzw. Chrysophyceae. Außerdem sind Cryptophyceae zahlreich vertreten. Ein Vergleich der Untersuchungsjahre zeigt deutlich Ähnlichkeiten in der Dominanzstruktur für die Vegetationsperiode 1994/95 und 1996/97 auf. Die Massenentwicklung von *Gonyostomum semen* (EHRENB.) DIESING im Sommer 1995/96 überdeckt diese klare Dominanzstruktur fast völlig. Bezieht man in die Betrachtungen die Stetigkeit der einzelnen Arten ein, so ist der Barschpfuhl durch die Kieselalge *Urosolenia longiseta* ZACH charakterisiert, die während der Untersuchungen stets anzutreffen war. Zusammenfassend kann das Kleingewässer als "*Rhizosolenia* Gewässer" assoziiert mit *Cryptomonas spp.* und *Dinobryon spp.* beschrieben werden.

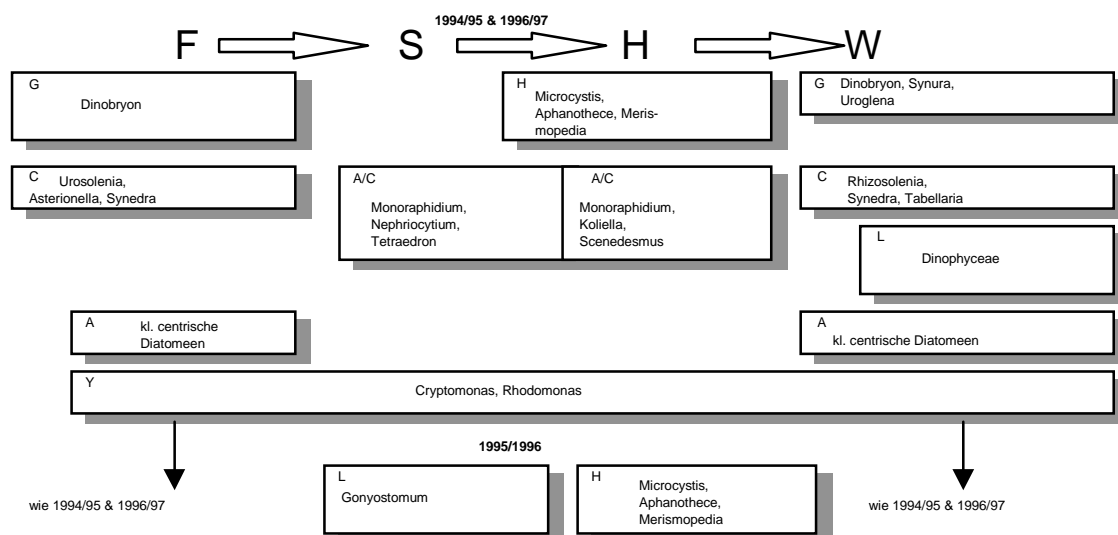


Abb. 38: Barschpfuhl: Aspektwechsel des Phytoplanktons und Einordnung in Art-Assoziationen nach REYNOLDS (1984)

Den Frühjahrsaspekt im Klaren Pfuhl bestimmen die Chrysophyceae und kleinzellige, gut freißbare Vertreter der Chlorophyta s.l. mit großen Oberflächen-Volumen-Verhältnissen (Abb. 39 A-G). Nach einer mehr oder weniger deutlich ausgeprägten Klarwasserphase im Mai bzw. Juni dominieren im Frühsommer kurzzeitig kleinzellige, gut freißbare Vertreter der Euglenophyceae

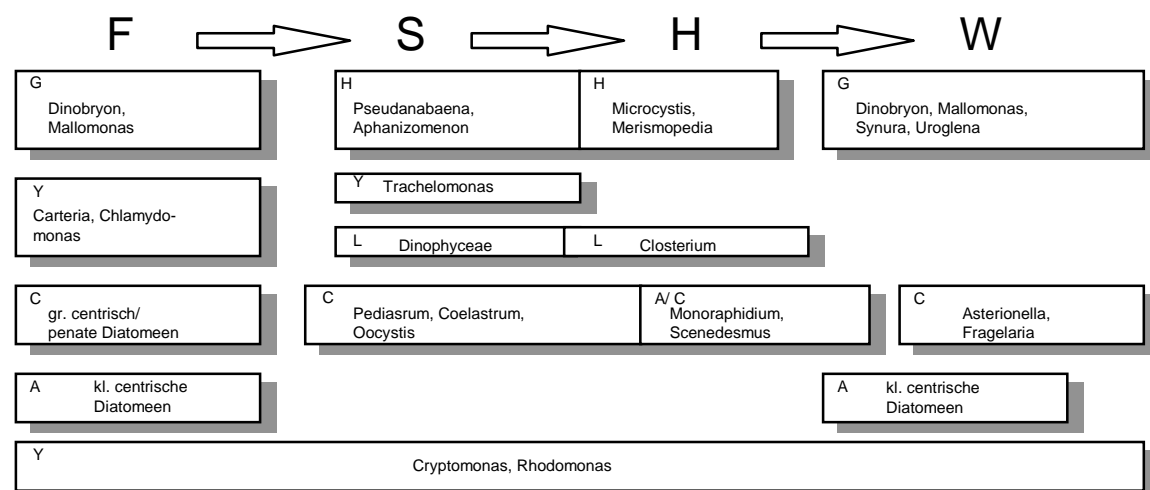


Abb. 40 Klarer Pfuhl: Aspektwechsel des Phytoplanktons und Einordnung in Art-Assoziationen nach REYNOLDS (1984)

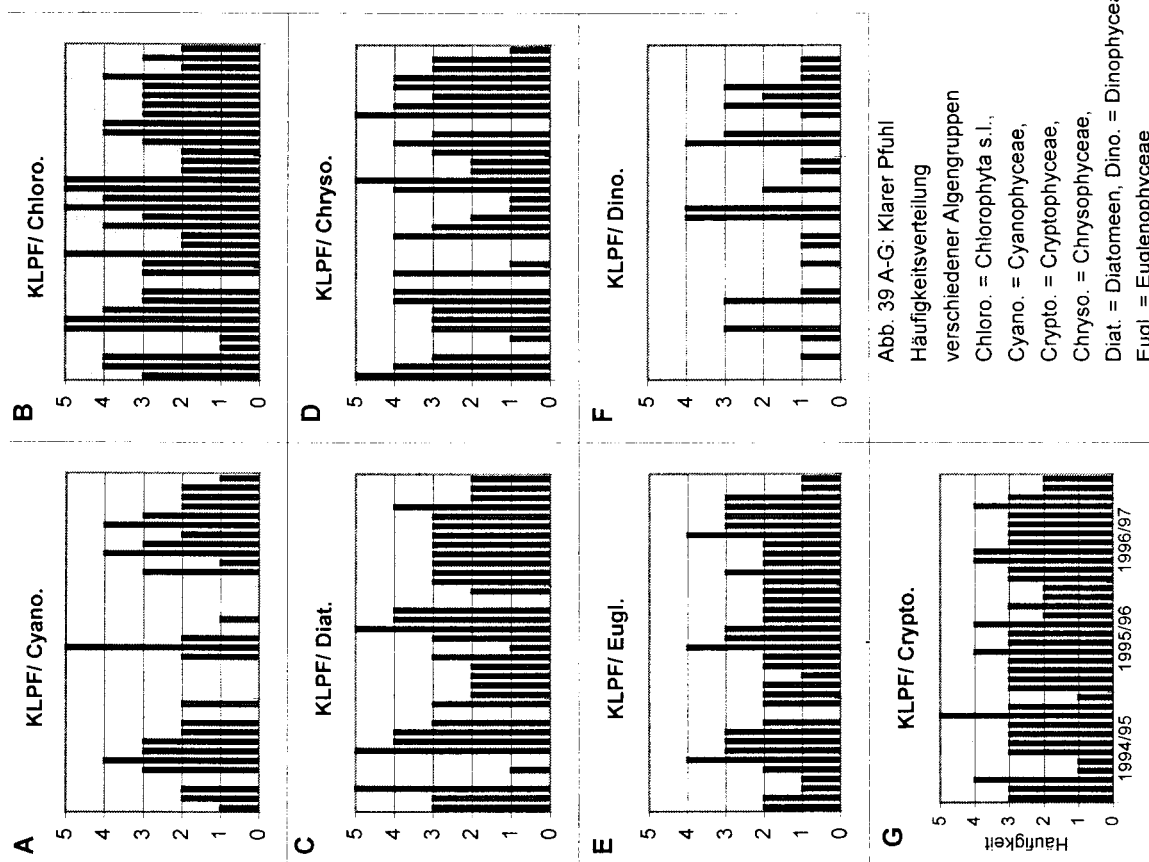


Abb. 39: Klarer Pfuhl

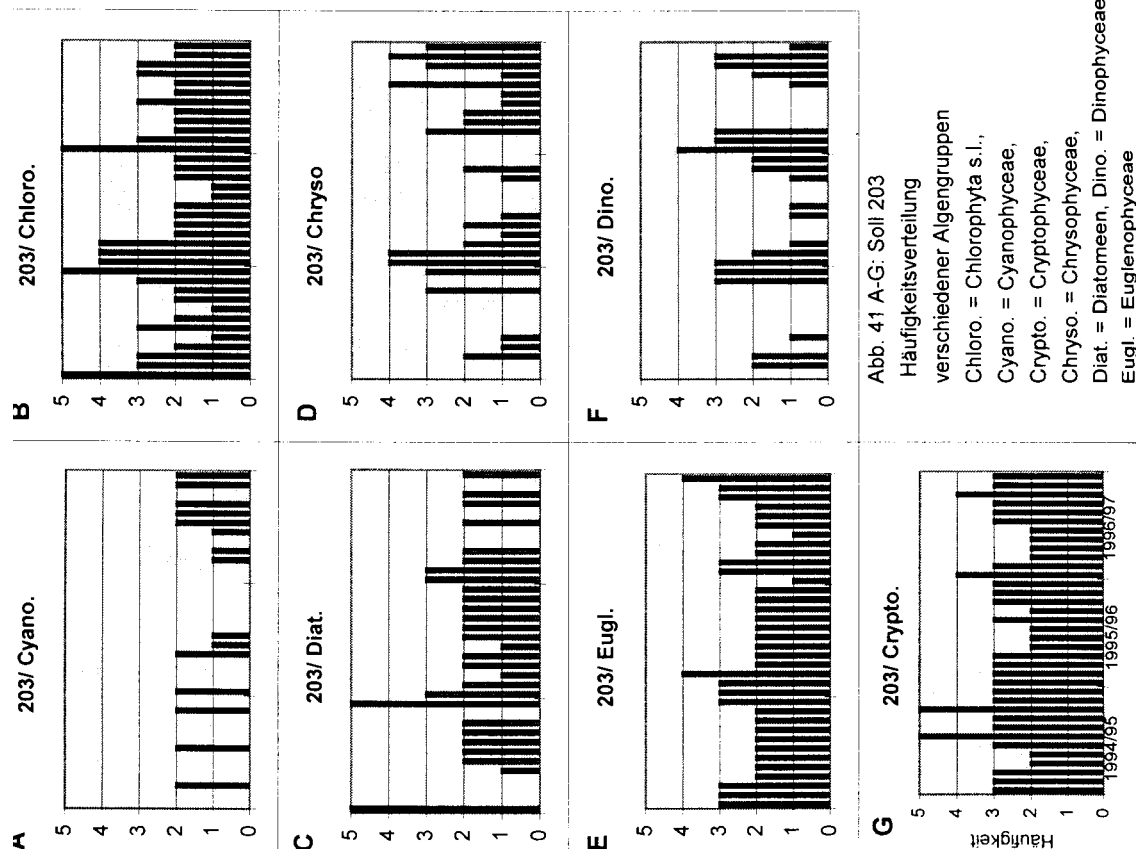


Abb. 41: Soll 203

und Dinophyceae. Danach waren fädige Cyanophyceae sowie große, schlecht freßbare Chlorophyceae aspektbildend. Im Herbst bestimmten klein- und großzellige Chlorophyta s.l. und Blaualgenkolonien den Charakter dieses Kleingewässers. Subdominant waren Chrysophyceae sowie Cryptophyceae. Ein Vergleich der verschiedenen Winteraspekte zeigte die Dominanz von koloniebildenden, schlecht freßbaren Chrysophyceae flankiert von hauptsächlich kleinen Cryptophyceae und Diatomeen mit großen Oberflächen-Volumen-Verhältnissen. In diesem Kleingewässer wurde im letzten Untersuchungsjahr deutlich, daß die wiederkehrende Aspektfolge (Abb. 40) innerhalb der Vegetationsperioden durch den langen Winter 1995/96 und die damit zusammenhängende fünf-monatige Eisbedeckung zeitlich um 1-2 Monate versetzt zu beobachten war. Für den Klaren Pfuhl ist die coccale Grünalpengattung *Pediastrum* insbesondere *P. duplex* [MEYEN] prägend, die zumeist mit *Cryptomonas* spp. und *Rhodomonas* spp. vergesellschaftet war.

Im Soll 203 (Abb. 41 A-G und 42) bestimmten zu Beginn des Frühjahrs kleine, aktiv bewegliche und gut freßbare Phytoflagellaten der Chlorophyta s.l., Chrysophyceae und Cryptophyceae die Mikroalgengesellschaft. Außerdem waren kurzzeitig große Euglenophyceae und Diatomeen (mit hohen Sedimentationsraten) subdominant. Nach der Klarwasserphase wurden im Sommer und Herbst lediglich kleine Cryptophyceae in erhöhten Abundanzen vorgefunden. Ein Vergleich der Winterperioden erbrachte nur eine deutlich wiederkehrende Dominanz koloniebildender Chrysophyceae und kleiner, aktiv beweglicher Cryptophyceae. Im Winter 1994/95 waren große schlecht freßbare Diatomeen mit hohe Sedimentationsraten sehr zahlreich vertreten. Bedeutende Vorkommen von groß- und kleinzelligen Phytoflagellaten der Dinophyceae, Euglenophyceae und Chrysophyceae wurde für den Winter 1996/97 festgestellt. Diese Dominanzstruktur konnte auf Grund der extremen Witterungsverhältnisse für den Winter 1995/96 nicht nachgewiesen werden. In dieser Zeit wurden für die Vertreter aller Algengruppen nur sehr geringen Abundanzen festgestellt. Abschließend kann das Soll 203 als Cryptomonaden-Gewässer bezeichnet werden, wobei *Trachelomonas* spp. und pennate Kieselalgen als ständige Begleiter anzutreffen sind.

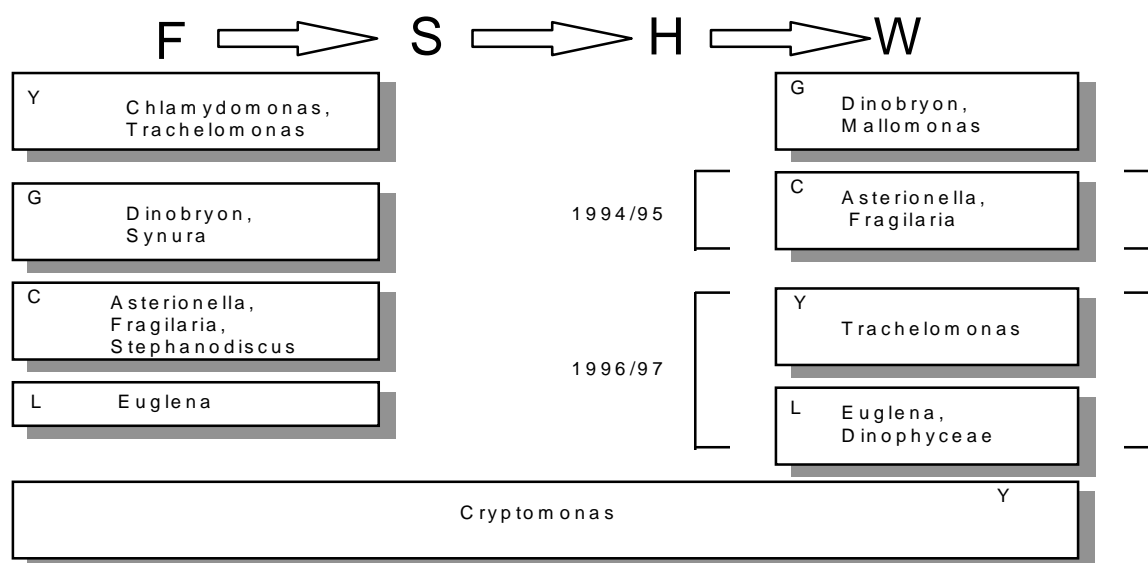


Abb. 42 Soll 203: Aspektwechsel des Phytoplanktons und Einordnung in Art-Assoziationen nach REYNOLDS (1984)

Im Solle II/8 waren die erste und zweite Vegetationsperiode in der Ausbildung saisonaler Aspekte noch vergleichbar, so weist das dritte Jahr hiervon verschiedene Artmuster auf (Abb. 43 A-G und Abb. 44). Der Beginn der Vegetationsperiode 1994/95 und 1995/96 war durch erhöhte Abundanzen großer, schlecht freßbarer Euglenophyceae und Dinophyceae sowie subdominanter, kleiner gut freßbarer Cryptophyceae und Chrysophyceae geprägt. Im Sommer waren klein- und großzellige Chlorococcales sowie große aktiv bewegliche Chrysophyta aspektbestimmend. Der Winteraspekt wurde geprägt durch kleine, aktiv bewegliche, gut freßbare Cryptophyceae und Chlorophyta s.l. flankiert von großzelligen Phytoflagellaten der Chlorophyta s.l. und Dinophyceae. Überwiegend große Euglenophyceae bestimmten das Bild der letzten Vegetationsperiode 1996/97. Im Vergleich zu den Vorjahren konnten sowohl die Cryptophyceae als auch Chrysophyceae nur in geringen Abundanzen nachgewiesen werden. Im weiteren Jahresverlauf konnten mit Ausnahme der Euglenophyceae lediglich Vertreter der Chlorophyta nennenswerte Populationsdichten ausbilden. Ab Januar 1997 war das Solle II/8 bis zum Gewässergrund durchgefroren. Auch in diesem Kleingewässer sind die Cryptophyceae die bestimmende Algengruppe, die im wesentlichen von *Euglena* spp., *Trachelomonas* spp., *Gymnodinium* spp. und *Mallomonas* spp. begleitet wurde.

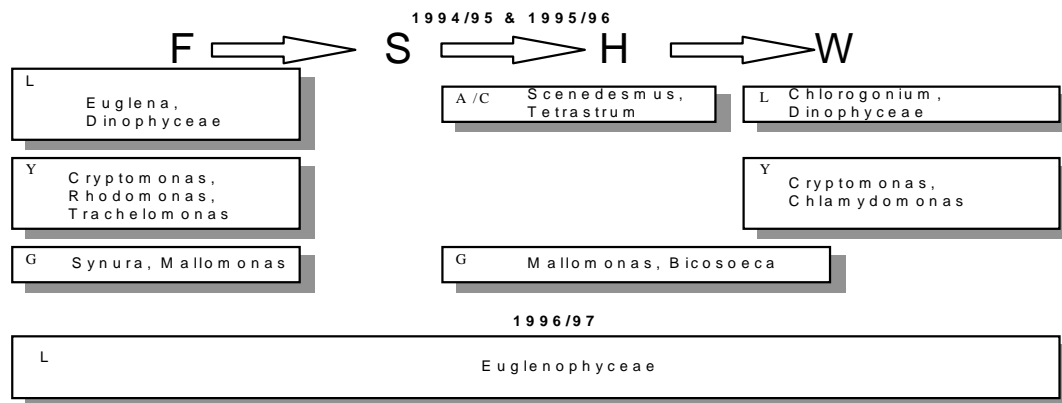


Abb. 44: Solle II/8 Aspektwechsel des Phytoplanktons und Einordnung in Art-Assoziationen nach REYNOLDS (1984)

Ein Vergleich der Dominanzverhältnisse zwischen den Vegetationsperioden im Solle 205 läßt keine deutliche Periodizität erkennen (Abb. 45 A-G und Abb. 46). Während extremer Umwelttereignisse wurden in diesem Solle Algenmassenentwicklungen festgestellt. So traten zu Beginn der Untersuchungen im Zuge der Wiedervernässung sehr hohe Abundanzen von Cryptophyceae und Dinophyceae in diesem Gewässers auf. Hervorzuheben ist die Massenentwicklung der Euglenophyceae im Winter 1995/96 während der langen Eisbedeckung. Die aspektbestimmende Art zu dieser Zeit war *Euglena acus* EHRENB..

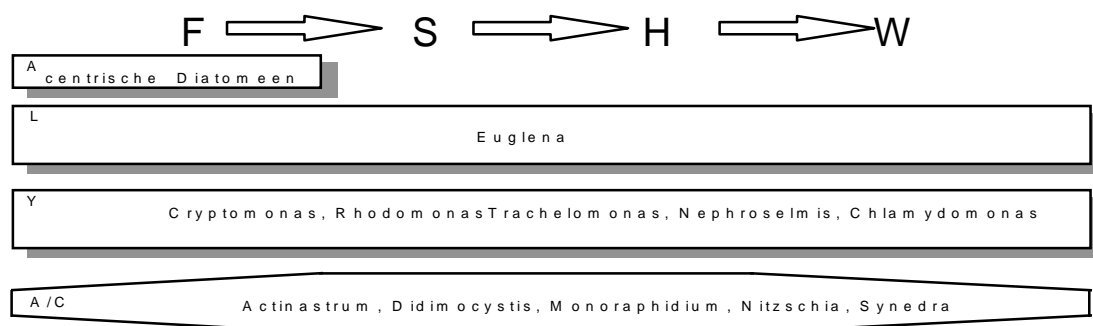


Abb. 46 Solle 205 Aspektwechsel des Phytoplanktons und Einordnung in Art-Assoziationen nach REYNOLDS (1984)

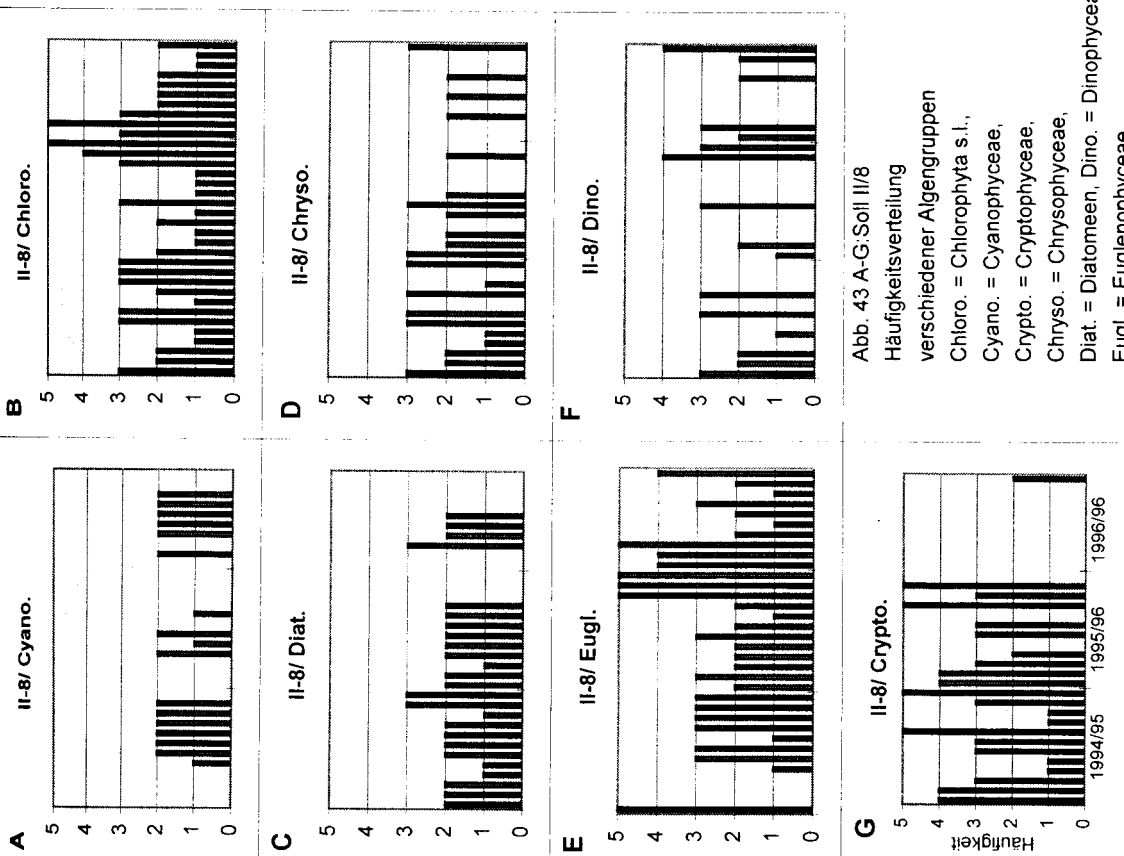


Abb. 43: Soll II/8

Abb. 43 A-G: Soll II/8
Häufigkeitsverteilung
verschiedener Algengruppen
Chloro. = Chlorophyta s.l.,
Cyano. = Cyanophyceae,
Crypto. = Cryptophyceae,
Chryso. = Chrysophyceae,
Diat. = Diatomeen, Dino. = Dinophyceae,
Eugl. = Euglenophyceae

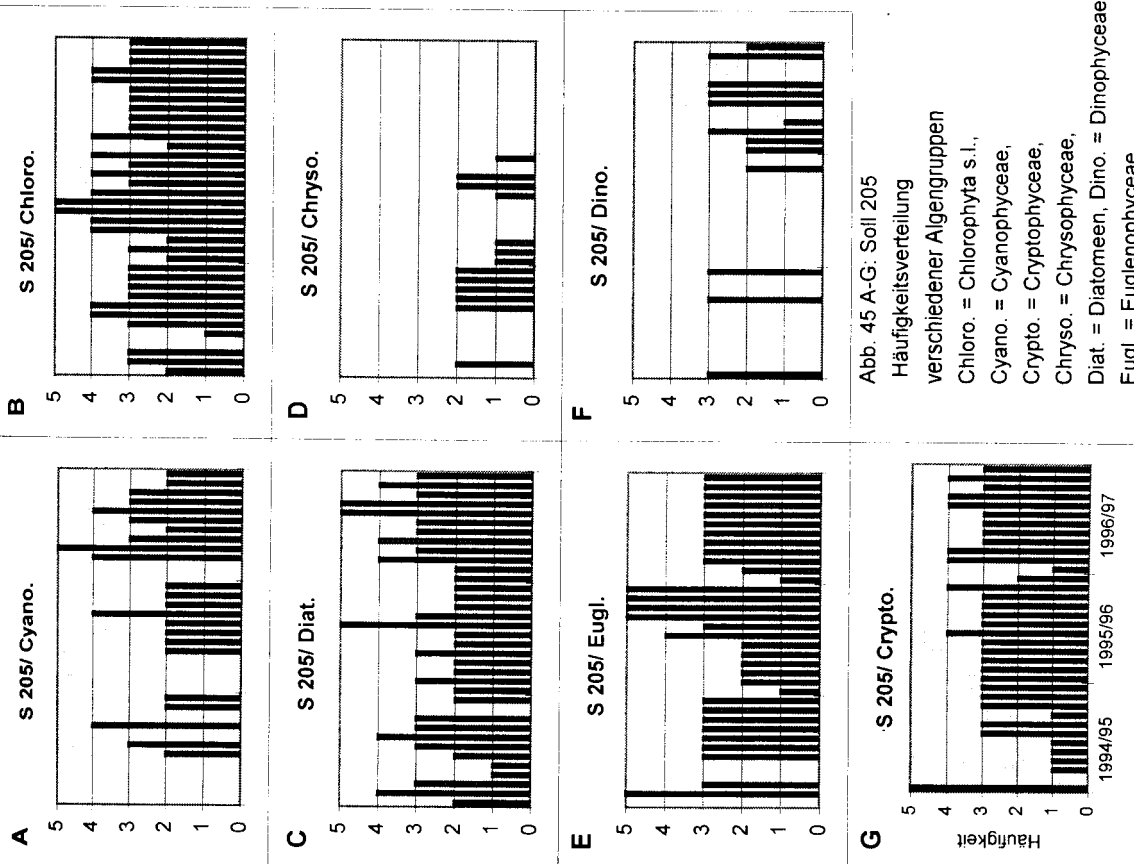


Abb. 45 A-G: Soll 205
Häufigkeitsverteilung
verschiedener Algengruppen
Chloro. = Chlorophyta s.l.,
Cyano. = Cyanophyceae,
Crypto. = Cryptophyceae,
Chryso. = Chrysophyceae,
Diat. = Diatomeen, Dino. = Dinophyceae,
Eugl. = Euglenophyceae

Abb 45: Soll 205

Neben der massenhaften Entwicklung von Phytoplanktern im Soll 205 lassen subdominanten Algenklassen allerdings eine bestimmtes periodisches Auftreten erkennen. Im Frühjahr entwickelten sich immer kleine Diatomeen mit einem großen Oberflächen-Volumen-Verhältnis. Klein- und großzellige Chlorophyceae und Diatomeen waren im Sommer und Herbst während der gesamten Untersuchungszeit in erhöhten Abundanzen vertreten. Charakteristisch für die Algengesellschaft dieses Gewässers sind die Cryptomonade *Rhodomonas cf. lacustris* PASCHER et RUTTNER, Vertreter der Gattung *Euglena* und der pennaten Diatomeen speziell der Gattung *Nitzschia spp.*. Insgesamt ist das Soll 205 als "Cryptomonaden-Euglena" Gewässer einzuschätzen.

Die Vegetationsperiode 1994/95 und 1995/96 im Soll 17F* läßt vergleichbare Artmuster erkennen (Abb. 47 A-G und 48). Die kleinzelligen Cryptophyceae waren während des gesamten Untersuchungszeitraumes zahlreich vertreten. Außerdem dominieren im Frühjahr große, schlecht freßbare Vertreter der Chrysophyceae, Diatomeen, Chlorophyta s.l. und Euglenophyceae. Der Sommer/Herbstaspekt war geprägt durch kleine gut freßbare Phytoflagellaten flankiert von großen schlecht freßbaren Euglenophyceae, Dinophyceae sowie Kolonien der Volvocales.

Subdominat entwickelten sich zu dieser Zeit fädige und kolloniebildende Cyanophyceae. Aspektbestimmend im Winter waren wiederum kleinzellige Phytoflagellaten der Cryptophyceae und Chrysophyceae. Während dieser Periode traten große Diatomeen subdominant auf. In der letzten Vegetationsperiode waren alle Algengruppen nur in geringer Häufigkeit im Soll 17F* vertreten und es bildete sich kein vergleichbares Entwicklungsmuster aus. Bezieht man in die Betrachtungen die Stetigkeitswerte der Phytoplankter ein, so ist auch im Soll 17F* die Gattung *Cryptomonas spp.* in Verbindung mit *Euglena spp.*, *Peridinium spp.* sowie pennaten Diatomeen gewässerbestimmend.

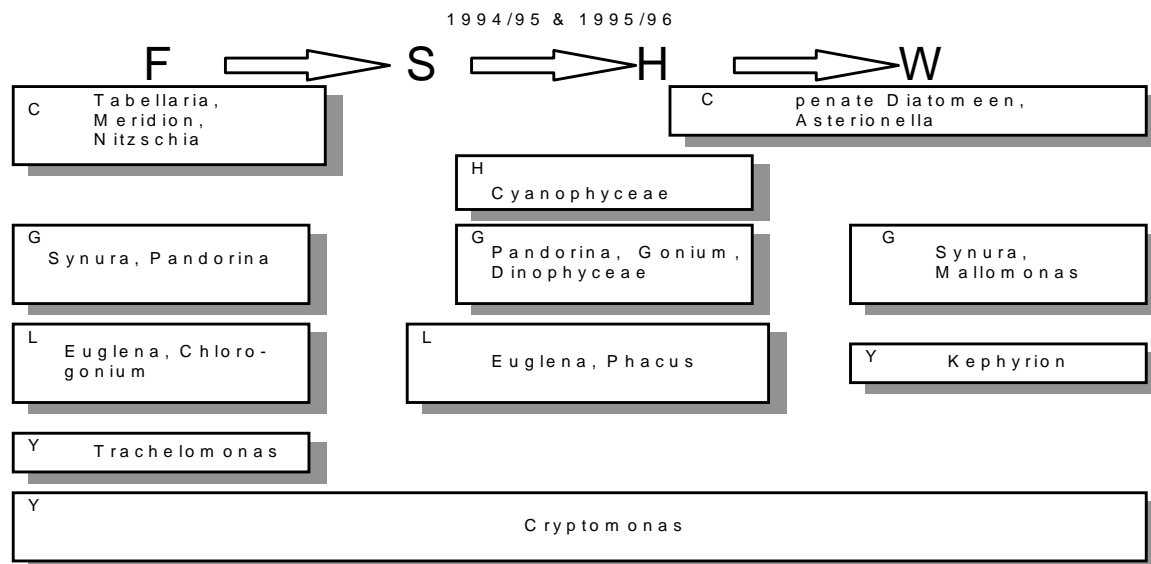


Abb. 48: Soll 17F*: Aspektwechsel des Phytoplanktons und Einordnung in Art-Assoziationen nach REYNOLDS (1984)

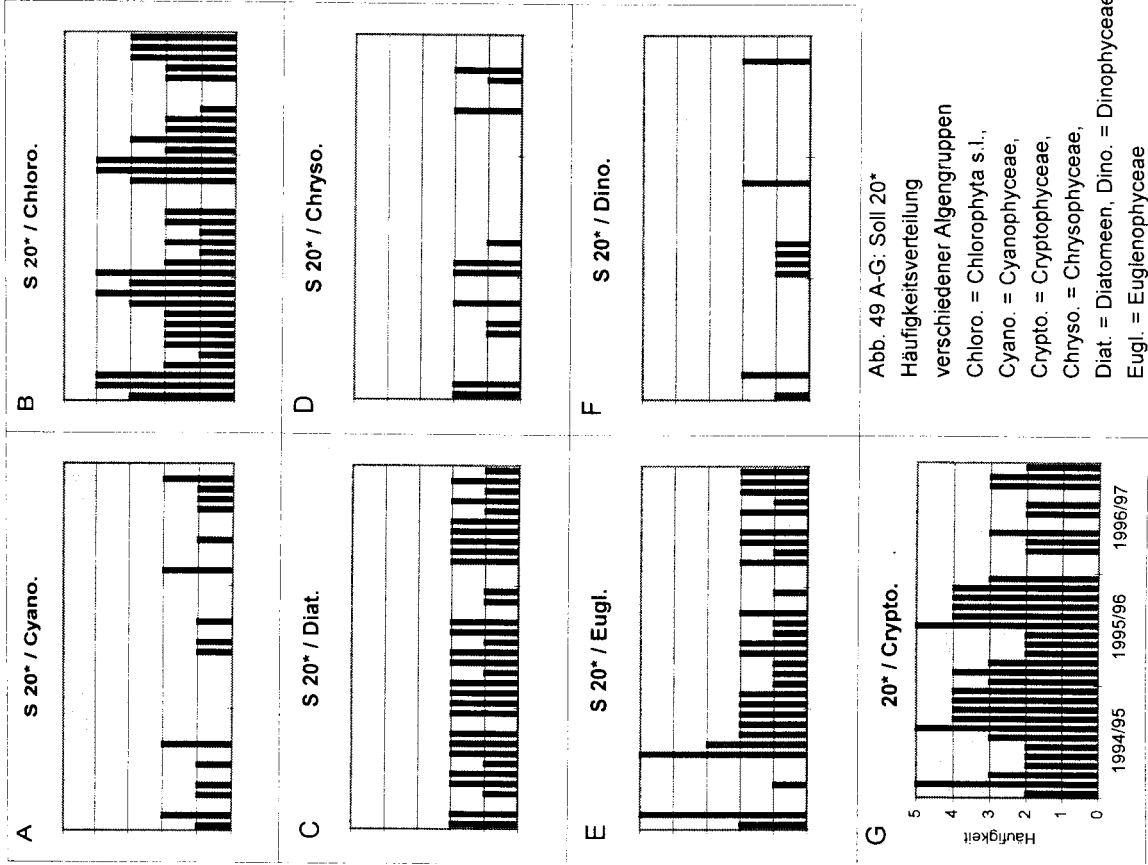


Abb. 49: Soll 20*

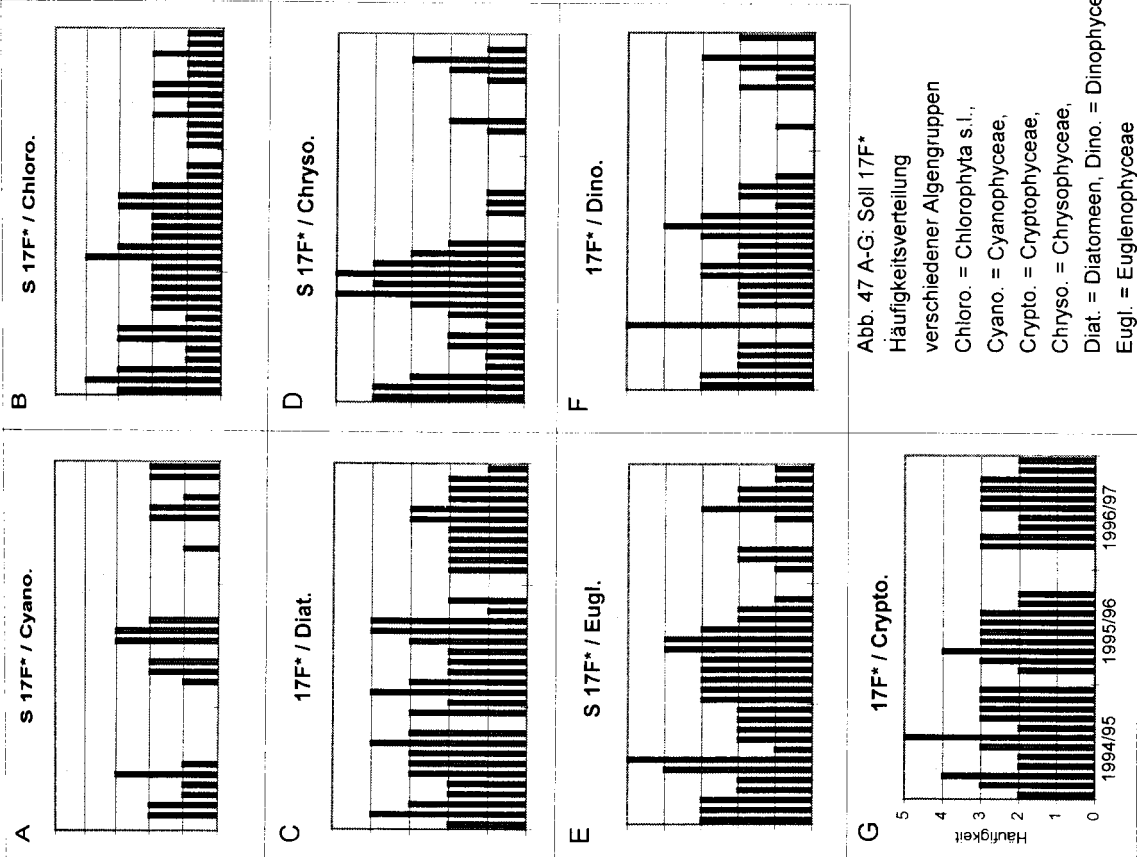


Abb. 47: Soll 17F*

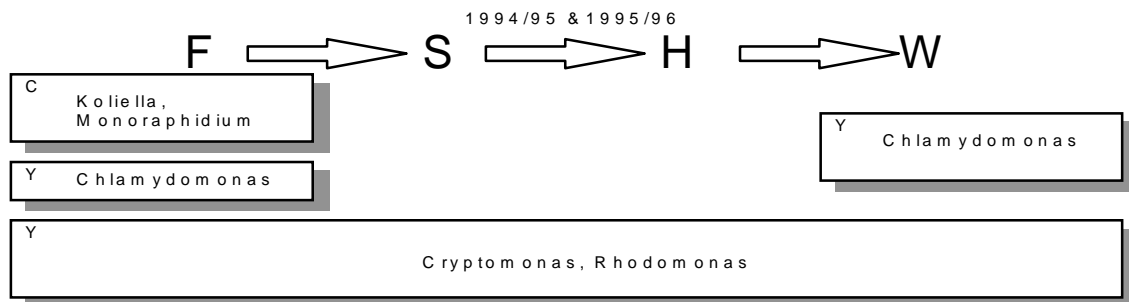


Abb. 50: Soll 20* Aspektwechsel des Phytoplanktons und Einordnung in Art-Assoziationen nach REYNOLDS (1984)

Auch im Soll 20* waren einzellige, gut freßbare Cryptophyceae während des gesamten Untersuchungszeitraums zahlreich vertreten. Im Frühjahr und Winter wurden neben einzelligen, gut freßbaren Volvocales große Chlorophyta s.l. in erhöhten Abundanzen im Gewässer vorgefunden (Abb. 48 A-G und 49). Eine kurzzeitig extreme Entwicklung der Euglenophyceae konnte nur im ersten Untersuchungsjahr im Frühjahr und Herbst beobachtet werden. Im Vergleich zu den anderen Kleingewässern wurden die Diatomeen, Chrysophyceae, Cyanophyceae sowie Dinophyceae in diesem Soll über die gesamte Beobachtungszeit in geringer Häufigkeit vorgefunden. Nach langer Eisbedeckung im Winter 1995/96 erreichten sowohl die Cryptophyceae als auch die Vertreter der anderen Algengruppen keine nennenswerten Entwicklungsmaxima. Am häufigsten konnten Vertreter der Gattung *Chlamydomonas* spp. und der pennaten Diatomeen angetroffen werden. Das Soll 20* ist als "Cryptomonaden/ Chlamydomonas-Gewässer" zu charakterisieren.

Zusammenfassend ist in Tabelle 20 die Abfolge der dominanten morphologisch-physiologischen Gruppen im Verlauf der Vegetation für die einzelnen Sölle dargestellt.

Tab. 20: Abfolge der dominanten morphologisch-physiologischen Gruppen (REYNOLDS 1984) im Verlauf der Vegetationsperiode für die Untersuchungsgewässer; 1) 1. und 2. Vegetationsperiode

Soll	morphologisch-physiologische Gruppe			
	F	S	H	W
BAPF	G	A/C	A/C	L
KLPF	G-Y	H	H	G
S 205	L-Y	A/C-L-Y	A/C-L-Y	L-Y
S II/8 ¹⁾	L-Y	A/C-G	A/C-G	Y
S 203	C-G-Y	Y	Y	G -(C) oder -(Y-L)
S 17F*	C-G-L-Y	G-L-Y	G-L-Y	G-Y
S 20*	C-Y	Y	Y	Y

In allen Söllen bestimmten im Frühjahr und Winter deutlich die aktiv beweglichen Taxa die Zusammensetzung der Mikroalgen. Dabei waren im Frühjahr in allen Untersuchungsgewässern (außer im Soll 20*) sowohl kleine, gut freßbare Phytoflagellaten mit großem Oberflächen-Volumen-Verhältnis als auch große Zellen und/ oder Kolonien mit kleinem Oberflächen-Volumen-Verhältnis, die überwiegen schlecht für die Zooplankter verwertbar waren, dominant. Im Winter tendierte die Zusammensetzung der Mikroalgen in den Untersuchungsgewässern zu großen, schlecht freßbaren und aktiv, beweglichen Zellen bzw. Kolonien. Hinsichtlich der Mikroalgenstruktur im Sommer und Herbst unterschieden sich die Sölle dagegen deutlicher. So bestimmten im Barschpfuhl kleine Mikroalgen mit großen Oberflächen-Volumen-Verhältnis die eine relativ gute Nahrungsgrundlage für die Zooplankter darstellten sowie große Zellen und Kolonien mit mittleren Oberflächen-Volumen-Verhältnissen die Phytoplanktonsstruktur. Im Klaren Pfuhl dominierten schlecht freßbare Taxa, die auf Grund von Gallerten, Gasvakuolen bzw. erhöhtem Formwiderstandes geringen Sinkgeschwindigkeit aufwiesen, das Phytoplankton. In den übrigen Söllen waren die Phytoflagellaten auch im Sommer und Herbst die bestimmenden Phytoplankter. Allerdings dominierten im Soll II/8 (1. & 2. Vegetationsperiode) und Soll 205 außerdem kleine Mikroalgen mit großen Oberflächen-Volumen-Verhältnis sowie große Zellen und Kolonien mit mittleren Oberflächen-Volumen-Verhältnissen die Mikroalgenegesellschaft.

3.5.6 Phytoplanktonquotient

An Hand der qualitativen Phytoplanktonanalyse werden die Untersuchungsgewässer nachfolgend hinsichtlich ihrer Trophie eingeschätzt und verglichen. Das von THUNMARK (1945) entwickelte und von NYGAARD (1949) erweiterte Konzept der Gewässerbeurteilung auf der Grundlage taxonomischer Einheiten basiert auf der Erkenntnis, daß verschiedene Algengruppen bevorzugt Habitate bestimmter Trophie besiedeln. Zu den systematischen Einheiten mit eutropher Tendenz gehören die Euglenophyceae, Cyanophyceae, Chlorococcales und Centrales. Im Gegensatz dazu weist eine Dominanz der Desmidiaceae mehr auf oligotrophe Verhältnisse hin. Zur Beurteilung werden die Algengruppen mit klarer Trophiepräferenz herangezogen und zueinander ins Verhältnis gesetzt. In die Berechnung geht die Artenzahl, aber nicht die Abundanz der Individuen, ein. In Tabelle 21 sind die verschiedenen Quotienten nach NYGAARD (1949) zusammengefaßt. Der Cyanophyceae-Quotient entspricht in allen Gewässern eutrophen Verhältnissen. Für das Soll 205 wurde der höchste Wert ($Q_{\text{Cyano. 4}}$) im Gewässervergleich ermittelt. Zwischen den übrigen Söllen lassen sich nur geringe Abstufungen erkennen. Die Werte liegen zwischen 1,2 und 1,7. Auch die Auswertung des Chlorophyceae-Quotienten zeigt den eutrophen Charakter aller Untersuchungsgewässer an. Allerdings sind stärkere Unterschiede zwischen den Kleingewässern erkennbar. So weisen Barschpfuhl, S II/8, S 203 und S 17F* Werte zwischen 6 und 8 auf. Sie sind als schwächer eutroph einzuschätzen, als der Klare Pfuhl und S 20*, deren Trophie-Quotient bei 9

Tab. 21: Trophie-Quotienten für die Sölle über die gesamte Untersuchungsperiode; Q/Cyan= Cyanophyceae-Quotient, Q/Chloro.=Chlorophyceae-Quotient, Q/Eugl.=Euglenophyceae-Quotient, CQ=Compound Quotient (Gesamt-Quotient)

Trophie - Quotient				
Gewässer	Q Cyano.	Q Chloro.	Q Eugl.	CQ 1)
BAPF	1,3	5,90	0,14	> 8,20
KLPF	1,2	9,11	0,19	> 12,83
S 203	1,7	7,83	0,25	> 11,83
S II/8	1,2	5,40	0,39	> 9,20
S 205	4,0	20,00	0,25	> 30,00
S 17F*	1,4	6,20	0,39	> 10,60
S 20*	1,5	11,00	0,52	> 19,00
Spannweite für eutrophe Teiche [NYGAARD 1949]	(0,5-5)	(2-31)	(0-0,4)	(4,3-20) * (20-43) **

1) Berechnung ohne Diatomeen-Quotient; * = eutroph, ** = hoch eutroph

bzw. 11 liegt. Mit einem Wert von 20 ist das Soll 205

als hoch eutroph einzustufen. Die Bewertung der Kleingewässer unter Verwendung des Euglenophyceae-Quotienten läßt deutliche Unterschiede erkennen. Der Barschpfuhl (Q/Eugl. 0,14) und der Klare Pfuhl (Q/Eugl. 0,19) sind als schwach eutroph einzuschätzen. Mäßig eutroph sind Soll 203 und S 205 mit einem Euglenophyceae-Wert von 2,5. Die Sölle S II/8 und S 17F* können als hocheutrophe Gewässer angesehen werden. Der Euglenophyceae-Wert für das Soll 20* (Eugl./Q 0,52) liegt außerhalb der von NYGAARD(1949) angegebenen Spannweite (0-0,4) für eutrophe Teiche. Die Grenze zwischen extremer Eutrophie und Saprotrophie zieht der Autor bei Euglenophyceae-Quotienten von 2-3. In diesem Sinne ist das Soll 20* als hypertrophes Gewässer mit saprotropher Tendenz einzustufen.

Unter Verwendung des Compound-Quotienten sind die Sölle 205 und S 20* als hoch eutroph bzw. polytroph nach HÖHNE & KLOSE (1966) (Angaben für Seen) einzuschätzen. Die verbleibenden Gewässer weisen eutrophe Verhältnisse auf, wobei die Artzusammensetzung im Barschpfuhl mesotrophe Tendenz erkennen läßt.

3.6 Struktur und Dynamik des Zooplanktons

3.6.1 Artenspektrum

Einen Überblick über die qualitative Struktur des Zooplanktons in den Söllen geben die in Tabelle 22 aufgeführten Gattungen und Arten. Im Sinne der Fragestellung und dem engen zeitlichen Rahmenplan mußte in den meisten Fällen auf eine Bestimmung der Arten verzichtet werden. Die

Artansprache der einzelnen Zooplanktongruppen erfordert sehr unterschiedliche Untersuchungsmethoden mit einem z.T. hohen zeitlichen bzw. technischen Aufwand. Protozoen und Ciliaten sind zum überwiegenden Teil nur an Hand von Lebendbeobachtungen bestimmbar (MATHES 1995; FOISSNER et al. 1995). Es zeigte sich, daß eine Bestimmung der Merkmale in der unfixierten Probe ohne spezielle Untersuchungsmethoden, z.B. Narkotisierung der Tiere bzw. Erhöhung der Viskosität des Wassers zur Einschränkung der Bewegungsfreiheit, schwer möglich war und diese nur bei Dominanz der Protozoen in der Wasserprobe zur Anwendung kam. FOISSNER al. (1995) stellt bei der Revision der Ciliaten des Saprobiensystems fest: "Zudem sind viele Arten recht klein und mobil, wodurch an sich gute Merkmale in der Praxis schwierig handhabbar sind." Auch bei der Bestimmung der Rotatorien sind bestimmte Merkmale nicht ohne Weiteres zu erkennen. So ist es für die Determination der unterschiedlichen Polyarthraarten z.B. notwendig, jedes Tier in eine laterale Position zu bringen, um das Vorhandensein der Ventralflossen festzustellen (KOSTE 1978). Dies konnte aus zeitlichen und versuchstechnischen Gründen nicht vollzogen werden, so daß lediglich die Gattung angesprochen wurde. Eine exakte Artdiagnose der Copepoden ist zum größten Teil nur über die Präparation des 5. Beinpaars möglich (KIEFER & FREYER 1978) und wurde bei hohen Abundanz dieser Zooplankter an ausgewählten Tieren durchgeführt. Die Liste der nachgewiesenen Taxa kann somit keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben. Angaben zur Autökologie der Arten wurden aus der Bestimmungsliteratur (vgl. 2.3.6.) zur näheren Charakterisierung der Taxa in die Artenliste aufgenommen.

Es wurden 68 Arten bestimmt, von denen 7 % in allen Söllen gefunden wurden. Im Klaren Pfuhl und Soll 17F* konnten die meisten Arten bestimmt werden (KLPF 69; S 17F* 64). Dagegen ist das Soll 20* durch ein sehr artenarmes Zooplankton charakterisiert (47 Arten). Viele Taxa sind typisch für eutrophe Gewässer w.z.B. *Daphnia pulex* LEYDIG em. SCOURF. und *Mytilina mucronata mucronata* O.F.M.. Andere Arten sind euryök und besiedeln Gewässer unterschiedlichsten Charakters bzw. Trophie, z.B. *Chydorus sphaericus* O.F.M. oder *Keratella quadrata quadrata* O.F.M.. Ein erheblicher Teil der gefundenen Taxa gehört zum Tychoplankton, deren Vertreter normalerweise das Meta- und Periphyton der Kleingewässer besiedeln. In den Söllen mit hoher submerse Makrophytendichte (Soll 203 und S 17F*) bzw. ausgedehnter Schwimmblattzone (BAPF, KLPF) wurde eine sehr reichhaltige tierische Besiedlung vorgefunden. Im Soll 17F* dominierte eine Schwebmattengesellschaft aus *Ceratophyllum submersum* (vgl. 2.1.2.). Die in diesem Kleingewässer gefundenen Arten *Lophocharis rubens* WULF., *Lecane hamata* v. *thienemanni* HAUER besiedeln ausschließlich *Ceratophyllum*-Bestände, andere Arten wie *Lecane glypta* H. & M., *Lepadella quadricarinata quadricarinata* STENR. und *Simocephalus vetulus* O.F.M. bevorzugen verkrautete Tümpel bzw. dichte submerse Vegetation (KOSTE 1978; FLÖSSNER 1972). Außerdem konnte nur in diesem Soll *Platytia quadricornis* EHRB. sowie die Cladoceren *Pleuroxus trigonellus* O.F.M. nachgewiesen werden. Das Soll 203 ist von einem Röhrichtgürtel umgeben, submerse Makrophyten bedecken ca. 80 % der Freiwasserfläche (vgl.

Tab.22: Artenliste der Mikro- und Mesozooplankter in den Untersuchungsgewässer über drei Vegetationsperioden; LF = Lebensform T = Trophie; o=oligotroph m=mesotroph e=eutroph p=polytroph

		BAPF	KLPF	203	205	II/8	17 f	20	Lebensform (LF)	Trophie (T)
Protozoa										
Rhizonoda	Arcella spp.	*	*	*	*	*	*	*		
	Centropvxis spp.		*	*			*	*		
Ciliata	Diffluia spp.		*	*			*	*		
	Lesquereusia spp.		*							
	Campanella spp.			*			*	*		
	Codonella cratera (LEIDY) KAHL		*	*						
	Coleps hirtus NITZSCH.			*	*	*	*	*		
	Didinium spp.	*		*	*	*	*	*		
	Dileptus spp.	*					*			
	Eoalxella spp.							*		
	Epistylis spp.	*	*	*			*	*		
	Euplotes spp.	*		*	*	*	*	*		
	Litonotus spp.	*	*			*	*	*		
	Paramecium spp.	*		*		*	*			
	Phascolodon spp.		*							
	Stentor spp.	*		*	*	*	*			
	Strombidium spp.				*		*			
	Strombilidium spp.	*	*	*	*		*	*		
	Tintinnidium fluviatile STEIN	*	*		*		*			
	Urocentrum turbo (MUELLER)	*				*				
	Vorticella spp.	*	*	*	*	*	*	*		
	Arten gesamt:	2	2	2	1	2	2	1		
Nemathelminthes										
Rotatoria	Anuraeopsis fissa fissa GOSSE	*	*	*	*	*	*	*		
	Ascomorpha brihtwelli GOSSE				*			*	P	
	Ascomorpha priodonta GOSSE	*	*	*	*	*	*	*	P	
	Ascomorpha spp.	*		*	*	*	*			
	Beauchampiella eudactylota eudactylota GOSSE						*		PB	
	Brachionus anularis GOSSE	*	*	*	*	*	*	*	P	o-e
	Brachionus calyciflorus PALLAS	*	*	*	*	*			P	e-h
	Brachionus diversicornis DADAY		*	*		*			P	
	Brachionus levdiai COHN			*	*	*	*	*	PB	
	Brachionus polycanthus EHRB.				*					
	Brachionus quadridentatus HERMANN		*				*		B	
	Brachionus ureolaris ureolaris O.F.M.	*	*					*	B	
	Brachionus spec.		*	*	*		*	*		
	Cephalodella nodosa WULF.	*	*						PB	
	Cephalodella spp.	*	*	*	*	*	*	*		
	Collotheca spp.	*	*			*				
	Colurella spp.	*	*	*	*	*	*	*		
	Conochilus hippocrepsis SCHRANK	*	*		*	*			P	

		BAPF	KLPF	203	205	II/8	17 f	20	Lebensform (LF)	Trophie (T)
Rotatoria	Epiphanes brachionus EHRB.		*						PB	
	Euchlanis dilatata dilatata EHRB.		*	*					PB	
	Euchlanis spec.			*	*	*	*			
	Filinia longiseta longiseta EHRB.	*	*	*	*	*	*	*	P	
	Filinia cf. cornuta cornuta WEISSE				*				P	
	Gastropus spp.	*	*	*	*	*	*			
	Hexarthra mira HUDSON		*						P	
	Kellicottia longiseta longiseta KELLIC.	*			*		*		P	o-e
	Keratella coclearis GOSSE	*	*	*	*	*	*	*	P	o-e
	Keratella quadrata quadrata O.F.M.	*	*	*	*	*	*	*	P	o-e
	Keratella spec.					*	*			
	Keratella coclearis GOSSE	*	*	*	*	*	*	*	P	o-e
	Keratella quadrata quadrata O.F.M.	*	*	*	*	*	*	*	P	o-e
	Keratella spec.					*	*			
	Lecane olivata H. & M.						*		PB	
	Lecane cf. hamata v. thienemanni HAUER						*		PB	
	Lecane spp.	*	*	*	*	*	*	*		
	Lepadella quadricarinata quadricarinata STENR.						*		PB	
	Lepadella spec.	*	*	*	*	*	*	*		
	Lophocharis rubens WULF.							*	PB	
	Lophocharis spp.		*		*		*		PB	
	Monommata longiseta O.F.M.			*					PB	
	Monommata spp.	*								
	Mtilina bicarinata PERTY			*	*		*	*	PB	
	Mytilina mucronata mucronata O.F.M.		*	*	*	*	*	*	B	e
	Mtilina ventralis ventralis O.F.M.		*							
	Mtilina spec.					*	*	*		
	Notholca spec.			*	*	*	*	*		
	Notholca acuminata EHRB.				*	*			P	
	Notholca squamula squamula O.F.M.				*				PB	
	Notholca spec.			*	*	*	*	*		
	Notommata cf. contorta STOKES			*					PB	
	Notommata spp.				*					
	Platvias quadricornis EHRB.						*			
	Platvias spec.	*		*	*	*	*	*		
	Formenkreis Polvarthra	*	*	*	*	*	*	*		
	Pompholvx complanata GOSSE				*				P	
	Pompholvx sulcata HUDSONI	*	*	*	*				P	
	Proales spp.			*						
	Rhinodlena frontalis EHRB.			*	*					
	Rotaria spp.	*	*	*	*	*	*	*		
	Scardium lonicaudum O.F.M.						*		PB	
	Squatinella rostrum rostrum SCHMARDA	*	*						PB	
	Squatinella spp.						*	*		
	Synchaeta pectinata EHRB.			*	*	*		*	P	o-e
	Synchaeta spp.	*	*				*			

				BAPF	KLPP	203	205	II/8	17 f	20	Lebensform (LF)	Trophie (T)
Rotatoria	Testudinella spp. Trichocerca capucina capucina WIERZ. & ZACHA. Trichocerca pusilla LAUTERB. Trichocerca spec. Trichotria tetractis tetractis EHRB. Trichotria spec. Arten gesamt:	*	*	*	*	*	*	*	*			
		*	*							P		
		*	*							P		
		*	*	*	*	*	*	*	*			
		*	*		*	*	*	*	*	PB		
		*	*		*	*	*	*	*			
		15	21	16	22	13	18	12				
Arthropoda												
Crustacea												
Anostraca	Siphonophanes arubei DYBOW.				*					P		
Phyllopoda												
Cladocera	Acroperus harpae BAIRD		*							PB	e	
	Alona rectanula SARS		*	*			*			PB		
	Alona spp.	*	*	*		*		*				
	Alonella spec.						*					
	Bosmina longirostris O.F.M.	*	*	*	*					P	e	
	Bosmina spec.	*	*			*	*	*				
	Ceriodaohnia pulchella SARS		*				*			P	e	
	Ceriodaohnia reticulata JURINE						*			P	e	
	Ceriodaohnia spec.	*	*	*	*	*						
	Chydorus sphaericus O.F.M.	*	*	*	*	*	*	*		B/	o-e	
	Chydorus spec.	*	*	*	*	*	*	*				
	Daphnia cucullata SARS			*	*	*				P	e	
	Daphnia galeata galeata SARS	*	*	*	*	*				P	e	
Phyllopoda												
Cladocera	Daphnia pulex [LEYDIG em. SCOURF.]	*		*	*	*		*		P		
	Daphnia x krausi hybr.nat.nov. = Daphnia galeata x cucullata FLÖSS. & KRAUS		*							P		
	Daphnia spec.	*	*	*	*	*	*	*				
	Diaphanosoma brachyurum LIÉVIN		*		*					P	e	
	Dunhevedia crassa KING			*						PB		
	Pleuroxus aduncus JURINE	*	*				*			PB	e	
	Pleuroxus striatus SCHOEDLER	*								PB		
	Pleuroxus trionellus O.F.M.						*			PB		
	Pleuroxus spec.	*						*				
	Scapholeberis mucronata O.F.M.	*	*	*		*	*	*		PB	e	
	Scapholeberis spec.					*		*				
	Simocephalus vetulus O.F.M.						*			PB		
	Simocephalus spec.			*	*	*	*	*				
	Tretocephala ambigua ILLJEB.							*		PB	e	
	Arten gesamt:	3	11	10	6	5	7	4				
Copepoda	Acanthocyclops robustus SARS		*							P		
	Canthocamptus staphvlinus		*							PB	e	
	Cyclops spec.			*	*	*	*					
	Diacyclops ducispidatus CLAUS					*				P		
	Diacyclops spec.			*	*							

		BAPF	KLPF	203	205	II/8	17 f	20	Lebensform (LF)	Trophie (T)
Copepoda	Eucyclops spp.		*							
	Eudiaptomus gracilis SARS		*						P	
	Eudiaptomus spp.		*	*	*					
	Megacyclops viridis JURINE		*						PB	
	Mesocyclops leuckarti CLAUS		*		*	*			P	
	Thermocyclops crassus FISCHER				*				PB	
	Thermocyclops spec.	*	*							
	Arten gesamt:	0	4	0	2	2	0	0		

2.1.1.). In diesem Kleingewässer wurden die Cladocere *Dunhevedia crassa* KING, die vor allem in Phragmites-Beständen zu finden ist und *Notommata contorta* STOKES, die das Periphyton submerser Pflanzen besiedelt, vorgefunden (KOSTE 1978; FLÖSSNER 1972). Die *Nuphar*-Gesellschaft im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl beherbergte die Rotatorien *Cephalodella nodosa* WULF. und *Squatinella rostrum rostrum* SCHMARDA. Auch die nur im Klaren Pfuhl vorgefundene Cladocere *Acroperus harpae* BAIRD ist nach FLÖSSNER (1972) ein typischer Bewohner der Schwimmblattzone. Als Besonderheit in diesem Kleingewässer ist außerdem der Nachweis der carnivoren Rotatorie *Trichocerca capucina capucina* WIERZ & ZACHA. zu nennen, die die Eier von Keratellaarten aussaugt.

In den Söllen mit verarmter Submersenflora (S II/8, S 205 und S 20*) wurden weniger Zooplanktontaxa bestimmt. Allerdings konnten auch in diesen Kleingewässern Besonderheiten der tierischen Besiedlung aufgezeigt werden. So wurden ausschließlich im Soll 205 die Rädertiere *Notholca squamula squamula* O.F.M., *Brachionus polycanthus* EHRB., *Filinia cf. cornuta cornuta* WEISSE und *Pompholyx cf. complanata* GROSSE nachgewiesen. Das Soll 20* ist von einem schmalen nicht sehr dichten Gehölzgürtel umgeben (vgl. 2.1.2.). Im Herbst konnte ein verstärkter Laubeintrag in das Gewässer beobachtet werden. In diesem ansonsten sehr artenarmen Soll wurde *Tretocephala ambigua* LILLJEB. nachgewiesen, der nach FLÖSSNER (1972) vor allem nährstoffreiche Kleingewässer mit schlammigem und Laub bedecktem Boden besiedelt. Eine Besonderheit im Soll S II/8 ist der einmalige Nachweis des Kiemenfußkrebsses

Siphonophanes grubei DYBOW. im April/Mai 1994. Es handelt sich um eine Reliktform, die für periodisch austrocknende Tümpel als typisch gilt. Diese Spezies gehört zu den besonders geschützten Arten nach der BUNDESARTENSCHUTZVERORDNUNG (1990). KURECK & KLEFF-RING (1980) wiesen gleichfalls diesen Kiemenfüßer bei Untersuchungen an periodischen Waldtümpeln in der Nähe von Bonn nach. Die Autoren sahen in der Degradierung bzw. Vernichtung der Lebensräume die entscheidende Ursache für den dramatischen Rückgang dieser Art und machten schon damals darauf aufmerksam.

3.6.2 Zooplankton-Abundanzwechsel

Der Barschpfuhl und Klare Pfuhl wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum deutlich von den Rotatorien/Protozoen geprägt (Abb. 51 A, B und 52 A, B). Auffällig ist die Vielfalt der gefundenen Taxa (vgl. 3.6.2. und Tab. 22) sowie die z.T. hohen Individuendichten der Rädertiere. Während der Untersuchungen wurden absolute Abundanzmaxima von *Keratella cochlearis cochlearis* GOSSE (Juni'94: 14893 Ind./l) und *Polyarthra spec.* (Januar 1997: 9548 Ind./l) im Barschpfuhl registriert. Diese Taxa dominieren das Rotatorienaufkommen in beiden Gewässern über die gesamte Untersuchungszeit. Im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl waren die Rotatorien/Protozoen sowie Nauplien im Frühsommer bestimmend. Daran schloß sich immer ein kurzzeitiges Entwicklungsmaximum der Cladoceren und Copepoden/Copepodide an. Im

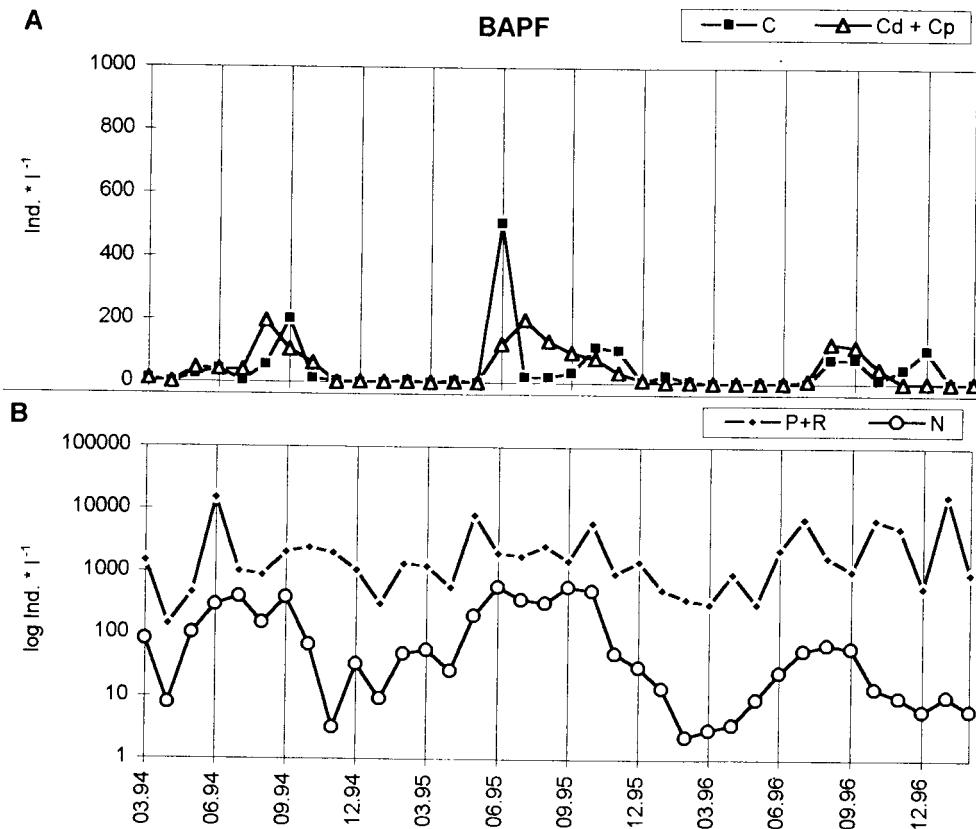


Abb. 51: Barchenpfeil Jahressgänge der Individuendichten verschiedener Zooplanktongruppen
 A: Cladoceren (C) und Copepoden + Copepodide (Cd + Cp)
 B: Nauplien (N) und Protozoen + Rotatorien (P + R) logarithmischer Darstellung

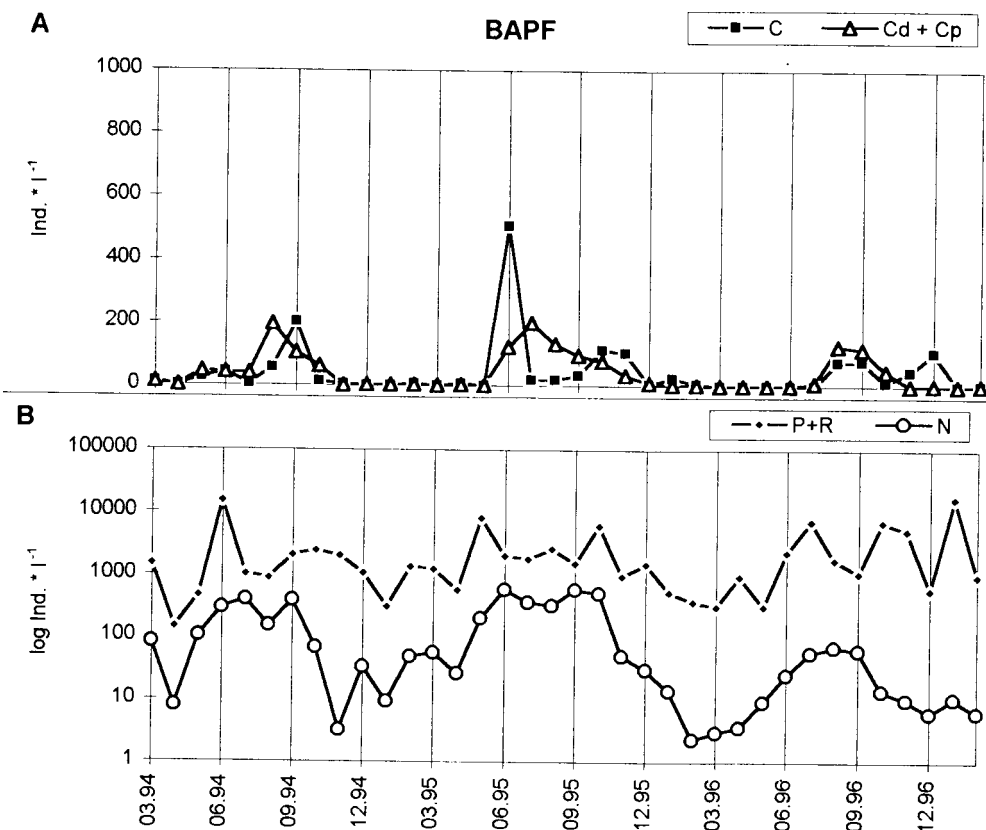


Abb. 52: Klarer Pfeil Jahressgänge der Individuendichten verschiedener Zooplanktongruppen
 A: Cladoceren (C) und Copepoden + Copepodide (Cd + Cp)
 B: Nauplien (N) und Protozoen + Rotatorien (P + R) logarithmischer Darstellung

Spätherbst dominierten dann noch einmal die Rotatorien/Protozoen in den beiden Pfuhlen. Während im Barschpfuhl die Nauplien im Sommer/Herbst in gleichbleibend hohen Abundanzen vorgefunden wurden, kam es im Klaren Pfuhl nach Entwicklungsmaxima der Larven immer zu einer schnellen Abnahme der Individuendichten.

Im Soll 205 bildeten die Rotatorien/Protozoen die artenreichste Gruppe mit den höchsten Individuendichten (Abb. 53 A, B).

Sie dominierten zu Beginn der Vegetationsperiode und im Sommer/Herbst in diesem Soll. Ein kurzzeitiges Entwicklungsmaximum der Mesozooplankter wurde im Frühsommer, besonders ausgeprägt 1994, beobachtet. Es dominierten vor allem adulte Copepoden, wie *Mesocyclops leukarti* CLAUS und *Thermocyclops crassus* FISCHER. Dagegen konnten die Cladoceren in diesem Kleingewässer nur geringe Individuendichten ausbilden. Erhöhte Abundanzen der Nauplien wurden lediglich im Frühjahr in diesem Soll registriert.

Auch im Soll II/8 war ein typischer Jahresverlauf der Zooplanktonentwicklung zu erkennen (Abb. 54 A, B). Im Frühjahr und Sommer/Herbst dominierten die Protozoen/Rotatorien und Nauplien.

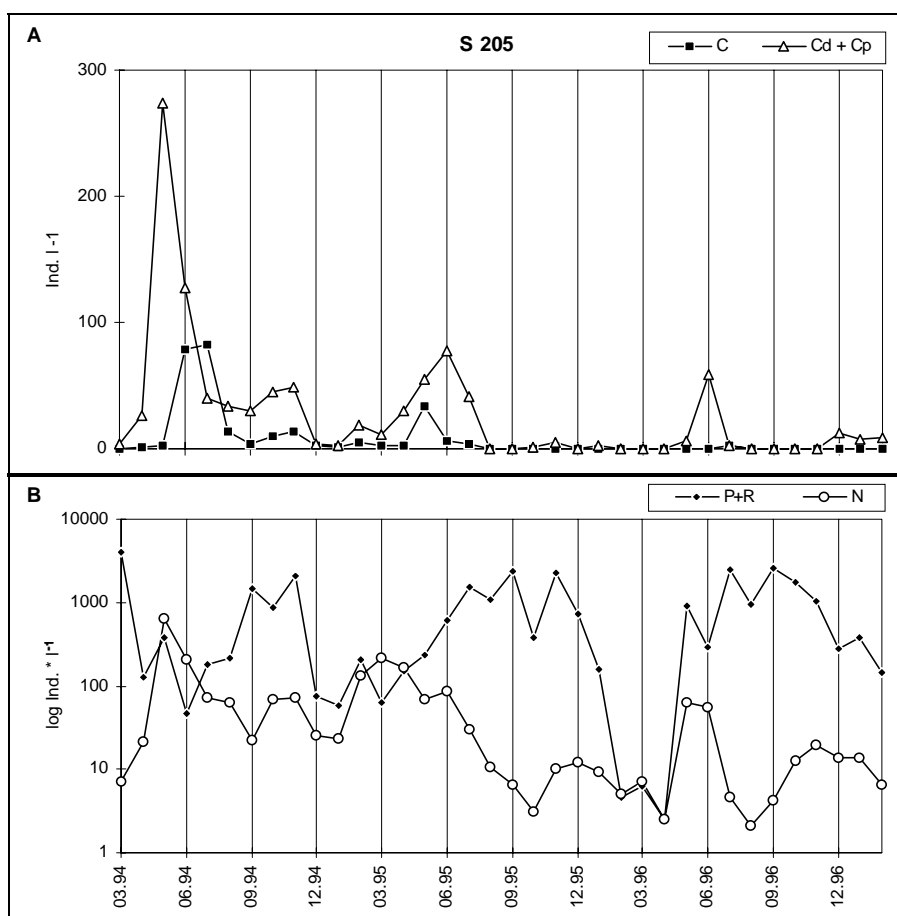


Abb. 53: Soll 205 Jahresgänge der Individuendichten verschiedener Zooplanktongruppen Abb. 53 A: Cladoceren (C) und Copepoden + Copepodide (Cd + Cp) Abb. 53 B: Nauplien (N) und Protozoen + Rotatorien (P+R), logarithmische Darstellung

Die Cladoceren und Copepoden/Copepodide bildeten erhöhte Abundanzen im Spätsommer und z.T. im Frühherbst aus. Auffällig war, daß in diesem Soll im Zusammenhang mit „extremen“ Umweltereignisse sehr hohe Individuendichten der Cladoceren auftraten. So kam es nach der Wiedervernässung dieses Kleingewässers im Sommer 1994 zu einer Massenentwicklung von

Daphnia pulex LEYDIG em. SCOURF. mit 1199 Ind. $\cdot l^{-1}$. Die Daphnien wiesen zu dieser Zeit eine intensive Rotfärbung auf. Ursache hierfür waren erhöhte Hämoglobinkonzentration im Blut auf Grund sehr niedriger Sauerstoffwerte im Gewässer. Ähnlich Beobachtungen beschrieben RAMMNER (1932), RAVERA (1980) und STEEN (1997) für extrem hohe Daphnien-individuendichten. Außerdem kam es in diesem Kleingewässer während der langen Eisbedeckung im Winter 1995/96 und kurz vor der Durchfrierung des Gewässers bis zum Grund im Winter 1996/97 zu einer Massenentwicklung der Protozoen.

Typisch für das Soll 203 waren Entwicklungsmaxima der Rotatorien/Protozoen und Nauplien zu Beginn der Vegetationsperiode (Abb. 55 A, B). Entwicklungsmaxima der Mesozooplankter wurden sowohl im Frühjahr/Sommer als auch im Herbst und Winter festgestellt. Die Cladoceren konnten lediglich im Sommer erhöhte Individuendichten ausbilden. Die übrige Zeit bestimmten die Copepoden/Copepodide die Struktur des Mesozooplanktons.

Im Soll 17F* waren die Rotatorien/Protozoen und die Nauplien sowohl im Frühjahr als auch im Sommer/Herbst in hohen Individuenzahlen vertreten (Abb. 56 A, B). Entwicklungsmaxima der Cladoceren und Copepoden/Copepodide wurden hauptsächlich im Spätsommer/Herbst registriert. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang die Massenentwicklung der kleinen Cladoceren *Chydorus sphaericus* O.F.M. mit 1144 [Ind. $\cdot l^{-1}$] und subdominant *Pleuroxus trigonellus* O.F.M. im Sommer 1996. Für RAVERA (1980) sind erhöhte Abundanzen von *Chydorus sphaericus* O.F.M. ein Hinweis auf eine zunehmende Eutrophierung des Gewässers.

Charakteristisch für das Soll 20* waren Entwicklungsmaxima der Rotatorien/Protozoen und Nauplien im späten Frühjahr und im Sommer/Herbst (Abb. 57 A, B). Erhöhte Abundanzen der Mesozooplankter wurden sowohl im Frühjahr (hauptsächlich Copepoden/Copepodide) als auch im Sommer (hauptsächlich Cladoceren) und Winter (hauptsächlich Copepoden/Copepodide) registriert.

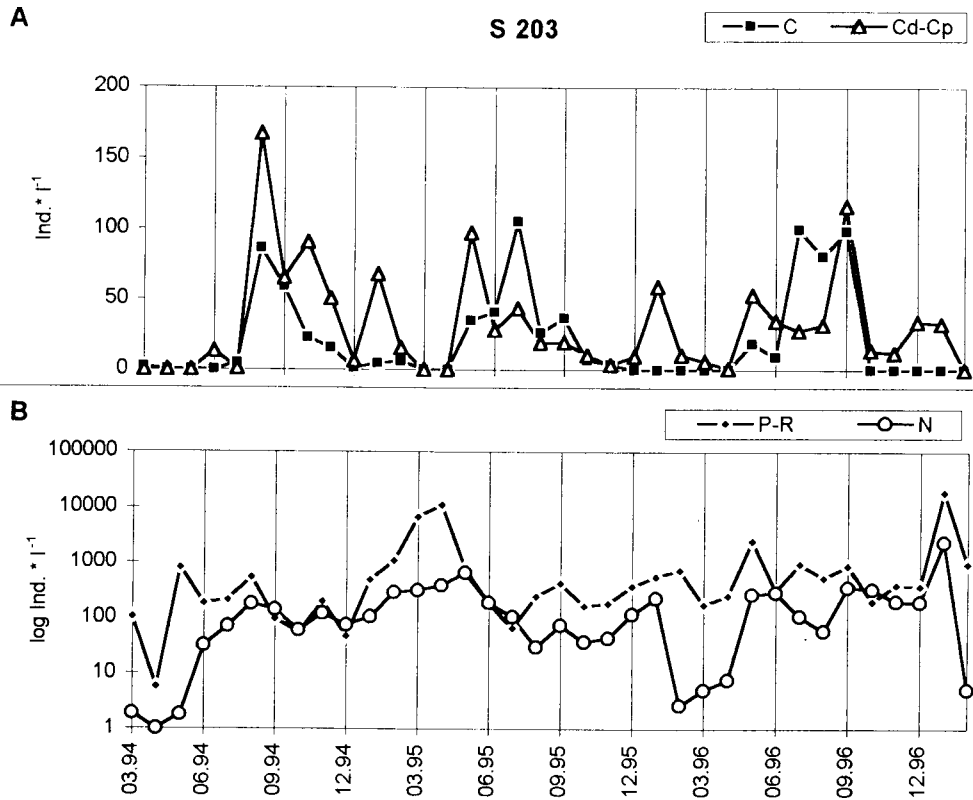


Abb. 55: Soll 203 Jahressgänge der Individuendichten verschiedener Zooplanktongruppen
 55A: Cladoceren (C) und Copepoden + Copepodide (Cd + Cp)
 55B: Nauplien (N) und Protozoen + Rotatorien (P + R) logarithmische Darstellung

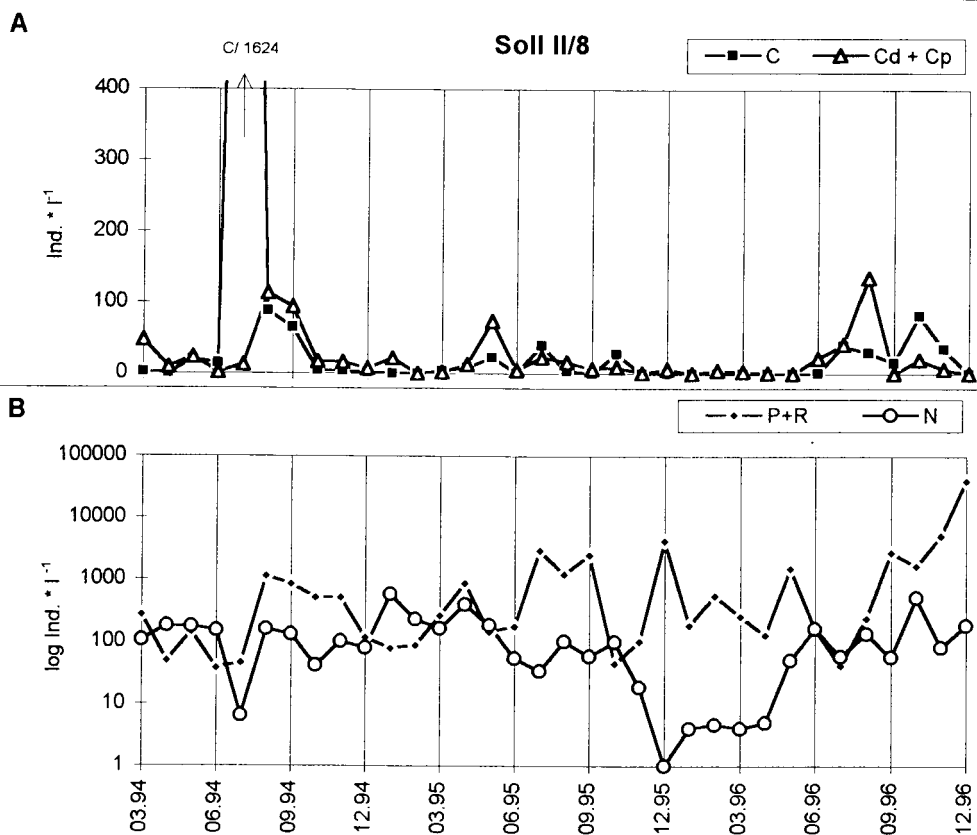


Abb. 54: Soll II/8 Jahressgänge der Individuendichten verschiedener Zooplanktongruppen
 54A: Cladoceren (C) und Copepoden + Copepodide (Cd + Cp)
 54B: Nauplien (N) und Protozoen + Rotatorien (P + R) logarithmische Darstellung

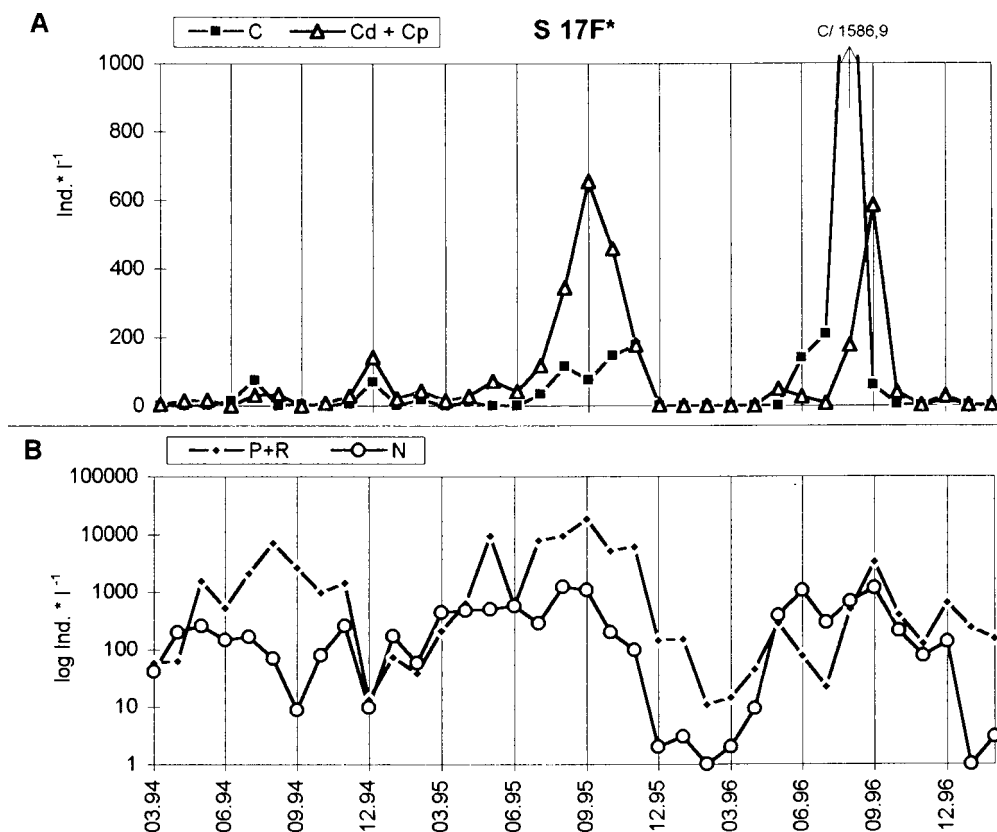


Abb. 56: Soll 17F* Jahresgänge der Individuendichten verschiedener Zooplanktongruppen
 56A: Cladoceren (C) und Copepoden + Copepodide (Cd + Cp)
 56B: Nauplien (N) und Protozoen + Rotatorien (P + R) logarithmische Darstellung

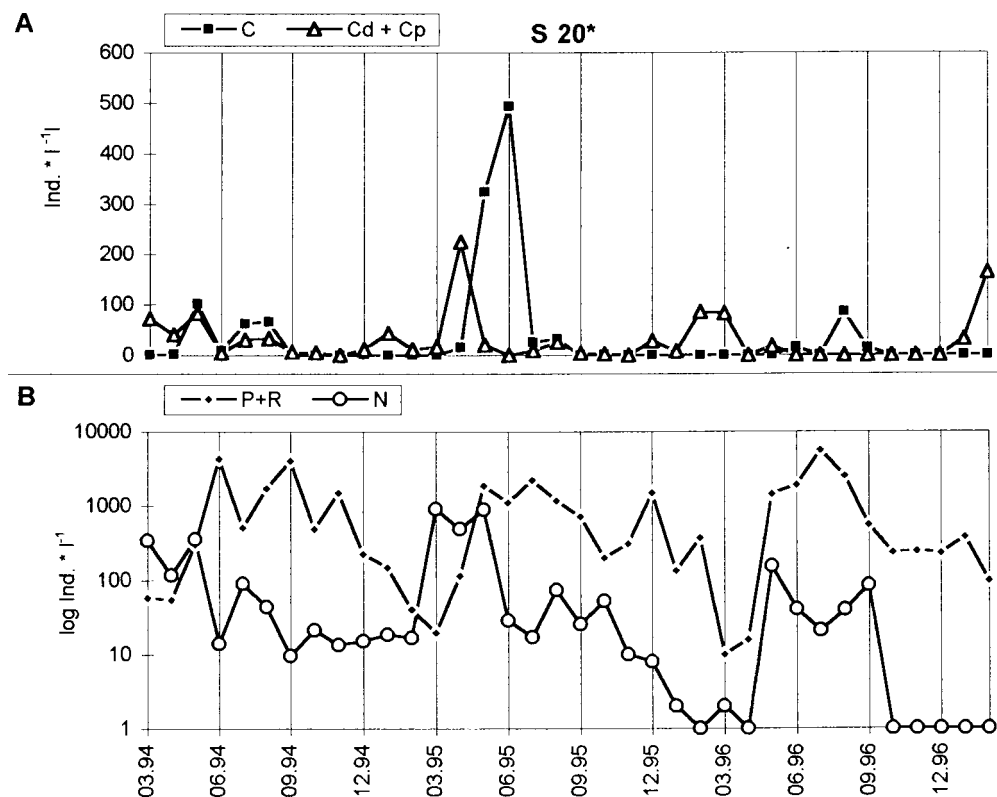


Abb. 57: Soll 20* Jahresgänge der Individuendichten verschiedener Zooplanktongruppen
 55A: Cladoceren (C) und Copepoden + Copepodide (Cd + Cp)
 55B: Nauplien (N) und Protozoen + Rotatorien (P + R) logarithmische Darstellung

Der jahreszeitliche Aspektwechsel im Verlauf der Vegetationsperioden lässt trotz individueller Unterschiede zwischen den Söllen ein generelles Schema erkennen (Abb. 58).

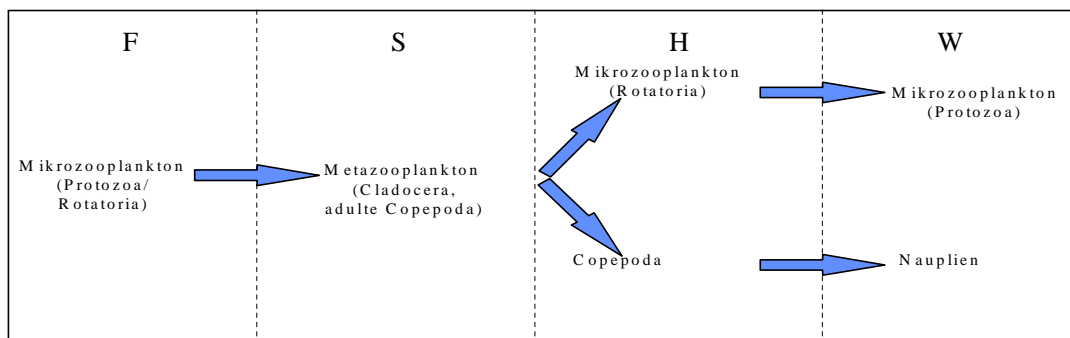


Abb. 58: Allgemeines Schema über den Aspektwechsel des Zooplanktons der Sölle innerhalb einer Vegetationsperiode

Im Frühjahr ist die Gruppe der Protozoen/Rotatorien in allen Gewässern in hohen Abundanzen vorhanden. Der Frühsommer wird durch Dichtemaxima der Metazooplankter gekennzeichnet, die in den Gewässern zu mehr oder weniger stark ausgeprägten Klarwasserstadien führen. Nauplien und Mikrozooplankter sind subdominant. Der Spätsommer/Herbstaspekt ist entweder geprägt von den Copepoden und ihren Juvenilstadien oder der Gruppe der Protozoen/Rotatorien. An die herbstliche Copepodendominanz schließt sich immer ein Entwicklungsmaximum der Nauplien im Winter an.

3.7 Grundmuster der saisonalen Planktonentwicklung

Um die Grundmuster der saisonalen Planktonentwicklung der Sölle zu verdeutlichen, werden nachfolgend die Jahresdynamik der Chlorophyll a-Konzentration und des herbivoren Zooplanktons gegenübergestellt.

Im Barschpfuhl war in der ersten Vegetationsperiode ein klares Wechselspiel von Maxima der herbivoren Zooplankter und Chlorophyll a- Minima erkennbar (Abb. 59 A). In den folgenden Untersuchungsperioden konnte lediglich im Spätsommer/ Herbst nach erhöhten Abundanzen besonders der herbivoren Mesozooplankter verminderte Chlorophyll a- Gehalte registriert werden (vgl. 3.5.3. und Abb. 34 A). Hohe Individuendichten der Rotatorien/ Protozoen im Winter 1996/97 führten zu keiner Verminderung des Chlorophyll a-Gehaltes.

Typisch für den Klaren Pfuhl im ersten und zweiten Untersuchungsjahr sind Chlorophyll a-Minima im Frühjahr/Sommer und Herbst die mit Maxima herbivorer Zooplankter insbesondere der Mesozooplankter korrespondieren (Abb. 59 B). Nach der langen Eisbedeckung im Winter 1995/96 kam es erst im Spätsommer nach einem vermehrten Aufkommen der herbivoren

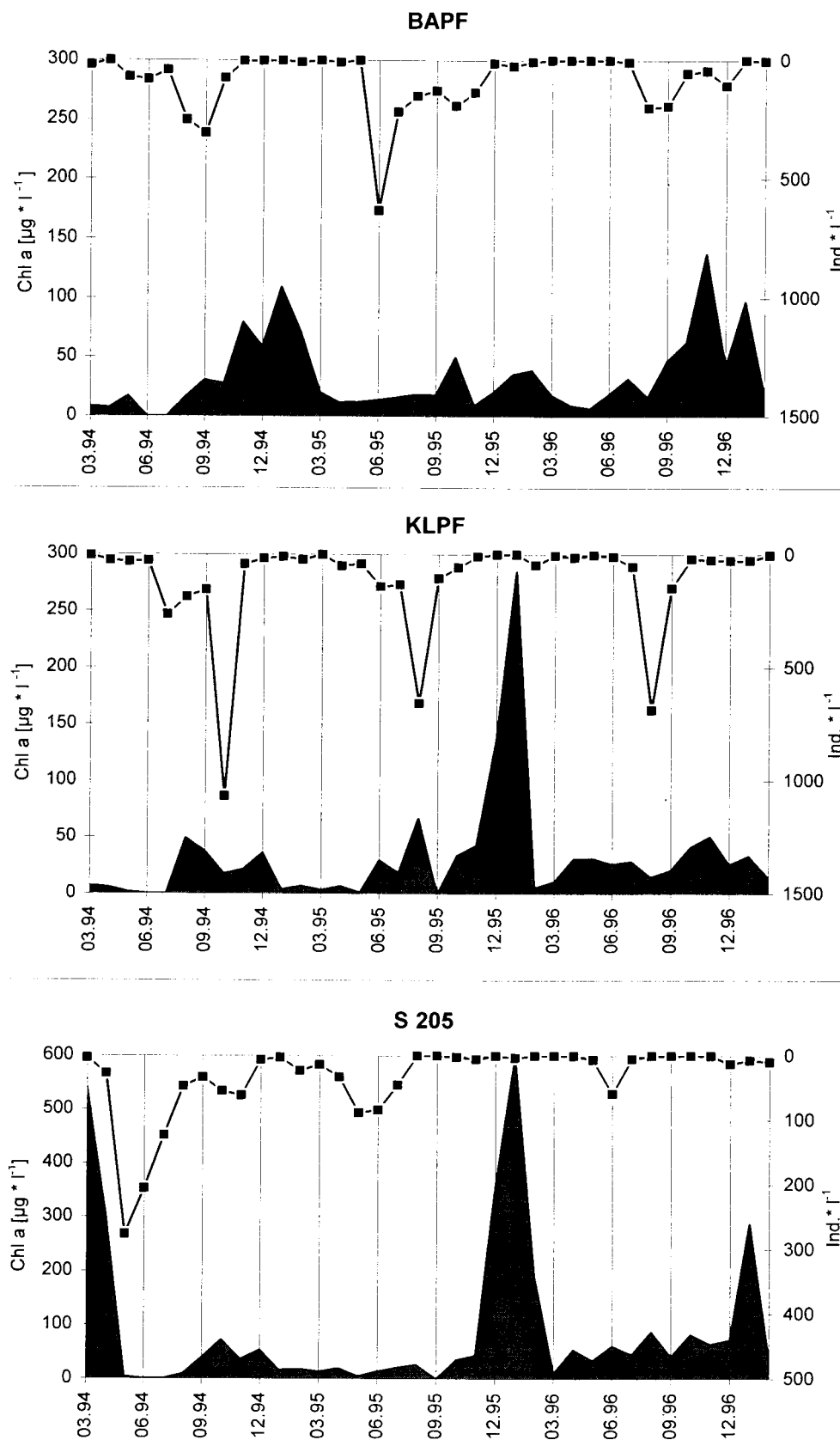


Abb. 59 A-C: Gegenüberstellung der Jahresgänge von Chlorophyll a-Konzentration (durchgezogene Linie) und Mesozooplankton-Individuendichten ($C + C_d + C_p$) von Barschpfuhl, Klarer Pfuhl und Soll 205

Mesozooplankter sowie der Ausbildung einer *Lemna*-Decke (vgl. 3.5.3. und Abb. 34 B) zu einer deutlichen Abnahme der Chlorophyll a-Konzentration.

Im Soll 205 korrespondieren in der ersten und zweiten Vegetationsperiode im späten Frühjahr erhöhte Abundanzen des Mesozooplanktons mit verminderten Chlorophyll a-Gehalten (Abb. 59 C). Während der Vegetationsperiode 1996/97 konnte sich auf Grund des fehlenden Grazingdruckes der großen Zooplankter kein deutliches Klarwasserstadium ausbilden. Dagegen entwickelt sich ein arten- und individuenreiches Rotatorienplankton. Die Folge waren gleichbleibend hohe Chlorophyll a-Konzentrationen über die gesamte Vegetationsperiode.

Im Soll 203 und 17F* (Abb. 60 A, B) korrelierten kurzzeitig im Frühsommer sowie im Spätherbst/ Winter erhöhte Abundanzen der herbivoren Zooplankter mit verminderten Chlorophyll a-Konzentrationen. Die sommerliche Vegetationsperiode war durch dichte submerse Makrophytenbestände, teilweise *Lemna spp.*-Bedeckung, verminderte Chlorophyll a-Werte und Maxima der Mesozooplankter gekennzeichnet (vgl. 3.5.3. und Abb. 33 A, B).

Auch im Soll II/8 und 20* folgte der Mikroalgenentwicklung im Frühjahr ein Maximum der Mesozooplankter (Abb. 60 C, D). So führte im Soll II/8 der hohe Grazingdruck von *Daphnia pulex* LEYDIG em. SCOURF. mit 1199 [Ind. *l⁻¹] im Frühjahr 1994 zu einer fast vollständigen Verdrängung der Phytoplankter und zu einem ausgeprägten Klarwasserstadium. Typisch für die beiden Sölle waren im Sommer verminderte Chlorophyll a-Gehalte, erhöhte Mesozooplankton-Abundanzen und dichte *Lemna spp.*-Bestände (vgl. 3.5.3. und Abb. 33 C, D). Im Herbst bzw. zu Beginn des Winters korrespondierten wiederum Mesozooplankton-Entwicklungsmaxima mit

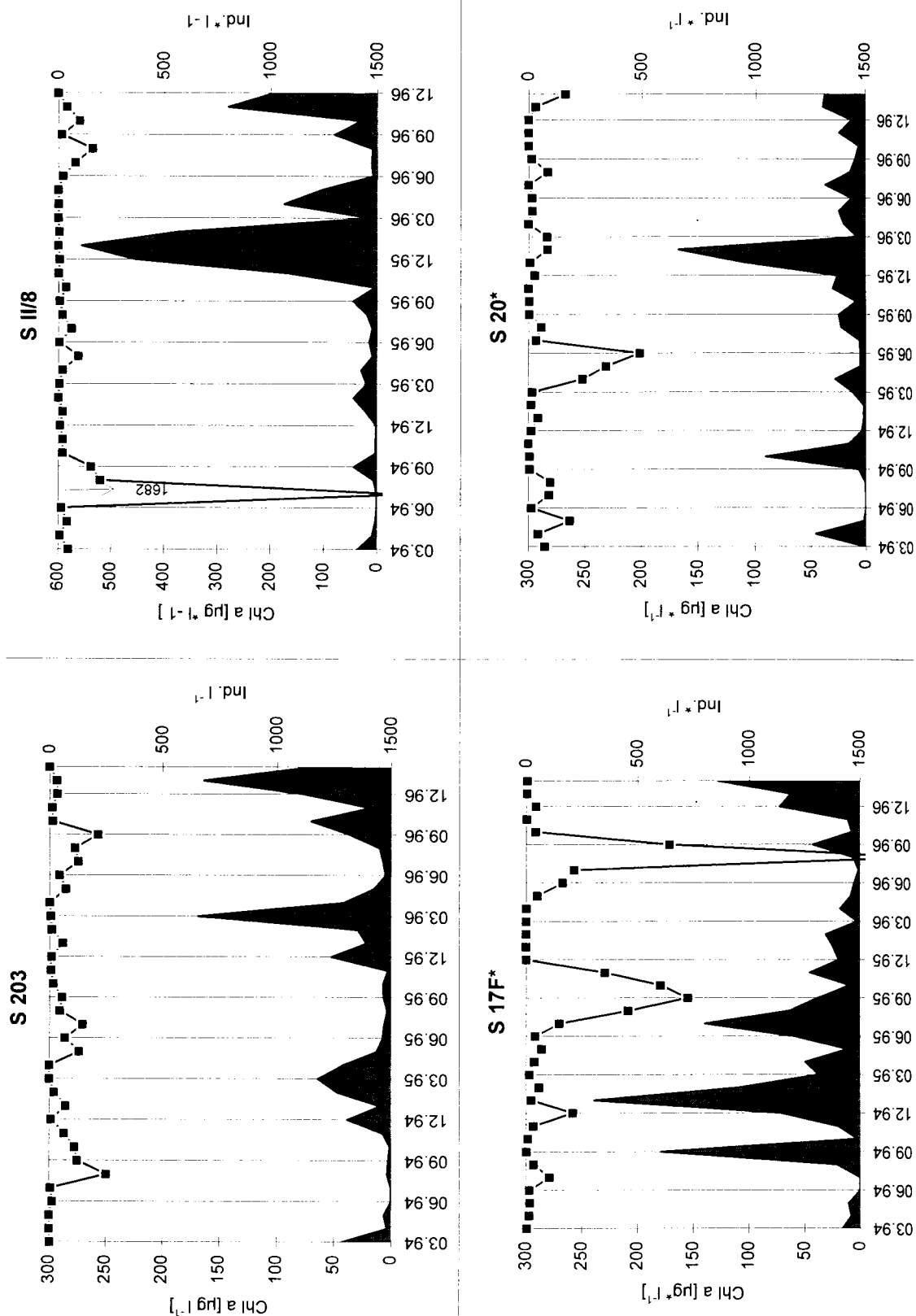


Abb. 60 A-D: Gegenüberstellung der Jahresgänge von Chlorophyll a-Konzentration (durchgezogene Linie) und Mesozooplankton-Individuendichten ($C + C_d + C_p$) (durchbrochene Linie) für verschiedene Sölle

geringen Chlorophyll a-Werten in diesen Gewässern. Sowohl im Soll II/8 als auch im Soll 20* kam es im Plankton nach fünf-monatige Eisbedeckung zu Veränderungen der beschriebenen Grundmuster der Saisonalität. Im Soll II/8 entwickelten sich nach dem Eisaufbruch die Mikroalgen stark. Die herbivoren Zooplankter fehlten zu dieser Zeit völlig. Statt dessen kam es zu einer starken Entwicklung der Lemnaceae und zu verminderten Chlorophyll a-Gehalten. Abundanzmaxima der Mesozooplankter konnten erst im Sommer verzeichnet werden.

Im Soll 20* konnten ebenfalls nach der langen Eisbedeckung im Winter 1995/96 keine Abundanzmaxima der Cladoceren und adulten Copepoden registriert werden. Trotzdem wurden verminderte Chlorophyll a- Werte gemessen, die zu diesem Zeitpunkt hauptsächlich auf Verluste durch Sedimentation der Diatomeen auf Grund fehlender Durchmischung (windgeschützte Lage) zurückzuführen sind. Im Sommer entwickelt sich ein individuenreiches Rotatorienplankton, daß aber einen Chlorophyll a -Anstieg durch Phytoplanktonentwicklung nicht verhinderte. Erst erhöhte Daphnienabundanzen und die gleichzeitige Ausbildung einer dichten *Lemna*-Decke führten zu verminderten Chlorophyll a-Werten.

3.8 Limnologische Gewässercharakteristik

Auf der Grundlage der vorgelegten Untersuchungsergebnisse wurde abschließend mit Hilfe der Hauptkomponentenanalyse (PCA) überprüft, inwieweit sich im Muster der gemessenen Parameter eine natürlich gegebene Gruppierung der Sölle widerspiegelt. Das Ergebnis der PCA ist in Abbildung 61 dargestellt und lässt deutlich drei Gruppierungen erkennen.

Die erste Gruppe besteht aus Barschpfuhl und Klaren Pfuhl. Sie ist durch hohe TN/TP-Verhältnisse auf Grund geringer Gesamtposphorkonzentrationen gekennzeichnet. Charakteristisch für diese Gruppe ist außerdem die Abundanz kleiner Zooplankter. Die Elemente in dieser Gruppe können als **"nährstoffärmere, artenreiche Sölle"** beschrieben werden.

Das Soll 205 unterscheidet sich deutlich von den anderen Gewässern durch hohe Chlorophyll a- und Leitfähigkeitswerte. Kleingewässer, die dieser Charakteristik entsprechen, werden als **"mineralreiche Sölle mit hohem standing crop"** bezeichnet.

Der dritten Gruppe sind die übrigen Kleingewässer zuzuordnen. Die Elemente dieser Gruppe werden als **"nährstoffreiche Sölle"** bezeichnet. Die Sölle S II/8 und S 17F* sind vor allem durch die Nährelemente Stickstoff und Phosphat bestimmt. Das Bild des Kleingewässers S 20* prägen Phosphat und Silikat. Das Untersuchungsgewässer S 203 unterscheidet sich von den übrigen Söllen sowohl durch die Konzentration an Silikat als auch durch die Abundanz der Primärkonsumenten.

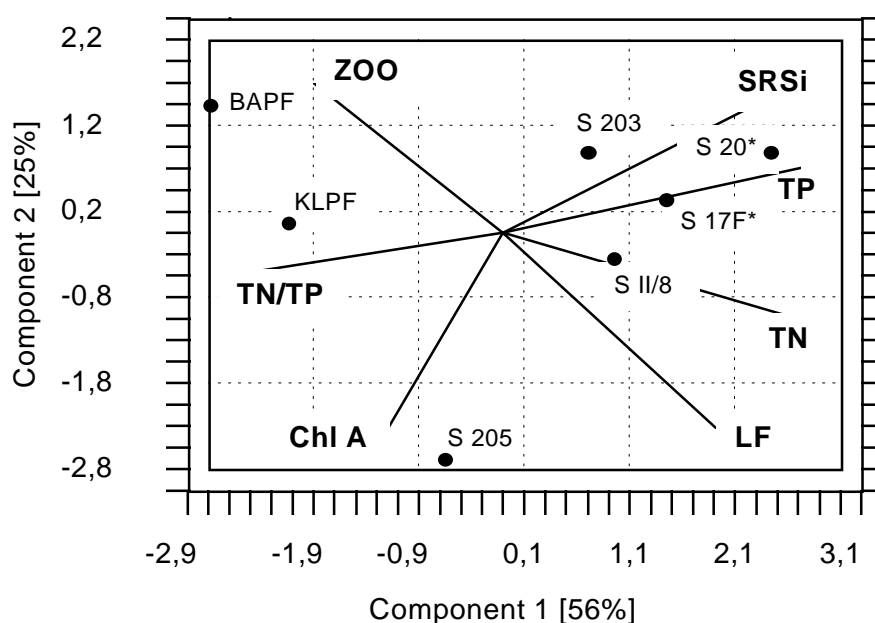


Abb. 61: Hauptkomponenten-Analyse relevanter Parameter (COND, TN, TP, SRSI, TN/TP, CHL a, ZOO) für die Untersuchungsgewässer auf der Grundlage der Gewässer-Mediane; Biplot-Darstellung: Parameter = Vektoren; Es werden 82,67 % der Datenvarianz durch die 1. und 2. Hauptkomponente wiedergegeben.

Um die jahreszeitliche Komponente bei der komplexen Betrachtung der Ergebnisse zu berücksichtigen, wurde die Dreiwege-Hauptkomponentenanalyse als grafisch orientierte Datenanalysemethode angewandt (HENRION, R. & HENRION, G. 1995; pers. Mittlg. R. HENRION 1998). Die Methode beruht auf der Annahme, daß die konkreten Objekte (Sölle), Variablen (Parameter) und Bedingungen (Jahreszeiten) eines Datensatzes über "idealisierte" nicht selbst meßbare Größen verbunden sind. Es wurden zuvor die statistisch relevanten Parameter (Saisonmediane) nach der Methode der Variablenreduktion ausgewählt. Die Ergebnisse sind in einer überlagerten Hauptkomponentendarstellung (Abb. 62) dokumentiert.

Es fällt auf, daß entlang der ersten Achse der überwiegende Teil der Nährstoffe sowie alle Jahreszeiten positives Gewicht besitzen. Dagegen sind die biotischen Faktoren negativ orientiert. Diese Achse kann als "Belastungsfaktor" identifiziert werden, durch den der Hauptanteil der Datenstruktur erklärt wird. Bezüglich dieses Faktors sind Abstufungen der Sölle sowie der Jahreszeiten entlang der horizontalen Achse zu erkennen. Für den Barschpfehl, den Klaren Pfehl und das Soll 205 waren die biotischen Faktoren für die anderen Kleingewässer in zunehmenden Maße die abiotischen Faktoren prägend. Auch die Anordnung der Jahreszeiten verdeutlicht den unterschiedlichen Anteil der „Belastungsfaktoren“ während dieser Perioden. So waren im ersten und zweiten Frühjahr und Sommer biotische Faktoren (z.B. Grazing, Konkurrenz) und abiotisch. Faktoren (z.B. Temperatur, Licht, Nährstoffe) gleichermaßen bestimmend. Im Herbst der ersten und zweiten Vegetationsperiode sowie im ersten Winter beeinflussten dann abiotische Komponenten in zunehmenden Maße die Sölle. Zu einer extremen Verschiebung hin zu den abiotischen Komponenten kam es im Winter 1995/96 sowie in der anschließenden Vegetationsperiode.

Auf der vertikalen Achse kommt einzelnen Jahreszeiten, Gewässern und Parametern hohes Gewicht zu. Die Größe, die diese Hauptkomponente beschreibt, wird als "Ereignisfaktor" bezeichnet. Es zeigt sich, daß die Wiedervernässung der Sölle im Frühjahr 1994 für die Parstein-Bölkendorfer Gewässer S 205, S II/8 und S 203 hinsichtlich ihres Stickstoffhaushalts große Bedeutung hat. Es schließen sich die "Extremereignisse" Winter 1995/96 und Frühling 1996 an, die besonders das Soll 20* durch Ammonium, Silikat und die Phosphatkomponenten prägten. Ähnliches gilt für den Winter 1996/97 in etwas abgeschwächter Form. Die geringe Verteilung der Punkte in der überlagerten Hauptkomponentendarstellung läßt eine starke Inhomogenität der Daten erkennen. Die Datenstruktur wird von den "Extremereignissen" (insbesondere Frühjahr 1994) stark dominiert. Bei sukzessiver Eliminierung dieser Extreme kommt es zu einer feineren Auflösung der Zusammenhänge, die Grundaussage bleibt allerdings erhalten.

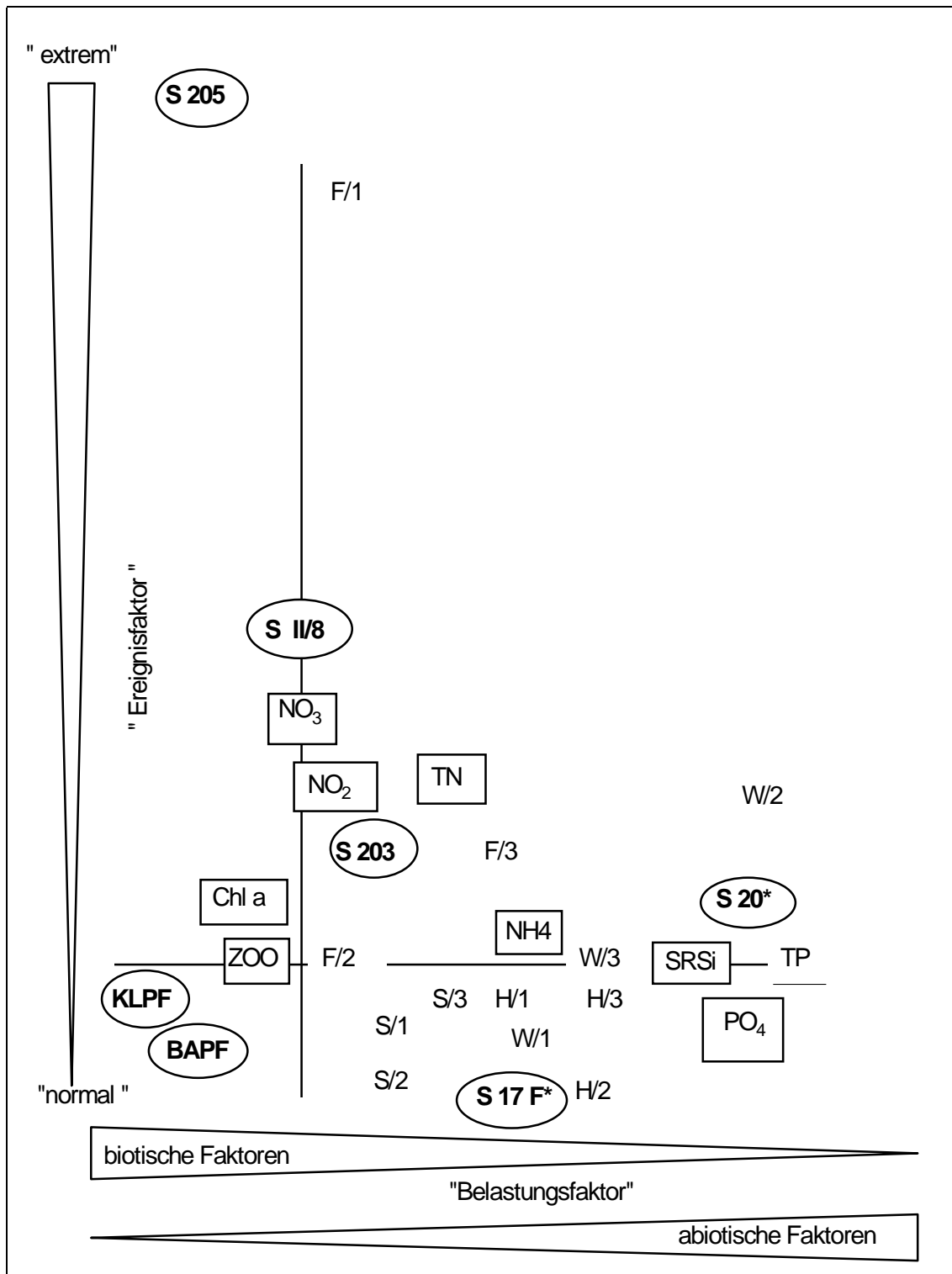


Abb. 62: Überlagerte Hauptkomponentendarstellung für den kompletten Kleingewässerdatensatz nach HENRION, R. (pers. Mitteilung); Die Parameter (Vierecke) wurden über die Gewässer (Kreise) und die Jahreszeiten skaliert F=Frühjahr, S=Sommer, H=Herbst, W=Winter; 1 = Vegetationsperiode 1994/95, 2 = Vegetationsperiode 1995/96, 3 = Vegetationsperiode 1996/97; 1. Hauptkomponente = "Belastungsfaktor", 2. Hauptkomponente = "Ereignisfaktor";

Im folgenden wird untersucht, inwieweit sich die Sölle in bestehende Bewertungssysteme einordnen lassen. Es ist dabei zwischen Systemen zur Identifikation der Gewässertrophie und prognostischen Modellen zu unterscheiden.

Von KALETTKA et al. (1997) wurde der Fachbereichstandard für stehende Binnengewässer (TGL 27885/01 1982) auf Sölle unter Einbeziehung der Nährstoffe (nach Eisaufbruch; Sommerperiode), der Bioproduktionsverhältnisse (Chlorophyll a-Gehalt, Makrophytenkombination) sowie der Salzgehalt angewendet. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 23 zusammengestellt und wurden mit dem ermittelten Trophie-Quotienten (vgl.: 3.6.3.) verglichen. Es zeigt sich, daß der Barschpfuhl, der Klare Pfuhl, S 203 und das Soll 20* in beiden Verfahren übereinstimmend bewertet wurden. Im Gegensatz dazu differieren die Aussagen zur Trophie für das Soll II/8, S 205 und S 17F* jeweils um eine Bewertungsstufe.

Tab. 23: Bewertung der Untersuchungsgewässer nach der Mittleren Trophie (nach TGL 27885/01 1982; zitiert nach KALETTKA et al. 1997) und dem Trophie-Quotienten (THUNMARK 1945 & NYGAARD 1949)

Gewässer	Mittlere Trophie (nach TGL 27885/01 1982; zitiert nach KALETTKA et al. 1997) Vegetationsperiode 1993-1996/97	Trophie-Quotient (nach THUNMARK 1945 & NYGAARD 1949) Vegetationsperiode 1994- 1996/97
BAPF	schwach eutroph	schwach eutroph
KLPF	eutroph	eutroph
S 203	eutroph	eutroph
S II/8	polytroph	eutroph
S 205	eutroph	polytroph
S 17F*	polytroph	eutroph
S 20*	polytroph	polytroph

Es wird untersucht, in wieweit die Beziehung von Start-Gesamtposphat und Sommermittelwert des Chlorophylls für die Kleingewässer nach dem Modell des Fachbereichstandard für stehende Binnengewässer (TGL 27885/01 1982) gilt (Abb. 63 A).

Der Barschpfuhl, der Klare Pfuhl und das Soll 17F* folgen dem gegebenen Modell. Für die verbleibenden Sölle entsprechen die sommerlich verminderten Chlorophyll a-Konzentrationen nicht dem Erwartungswert. Das wird besonders deutlich für das Soll 20* und S 203. In diesen Söllen kam es trotz steigender Phosphatkonzentrationen kaum zu einer Phytoplanktonentwicklung. Der in diesem Modell für Flachseen und Kleingewässer angegebene maximale Chlorophyll a-Wert von $80 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ wurde von keinem der untersuchten Kleingewässer im Sommer erreicht.

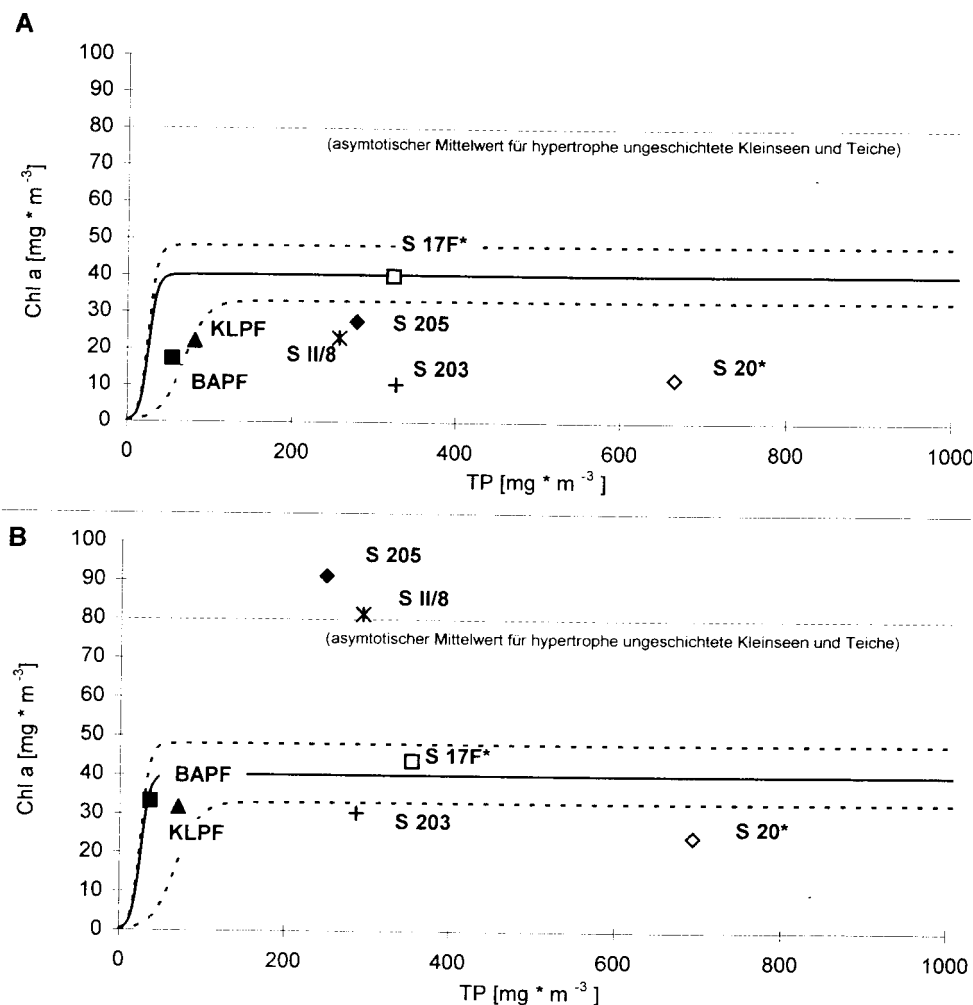


Abb. 63: Einordnung der Sölle in das Modell zur Chl. A / TP-Relation (TGL 27885/03, vgl. KLAPPER 1992);
 A: Gewässermittelwerte TP nach Eisaufbruch 1994 & 1995 März – April und 1996 April – Mai,
 Gewässermittelwerte Chl. a Mai-September 1994-1996
 B: Gewässermittelwerte TP nach Eisaufbruch 1994 & 1995 März-April und 1996 April – Mai,
 Gewässermittelwerte Chl. a 1994-1997

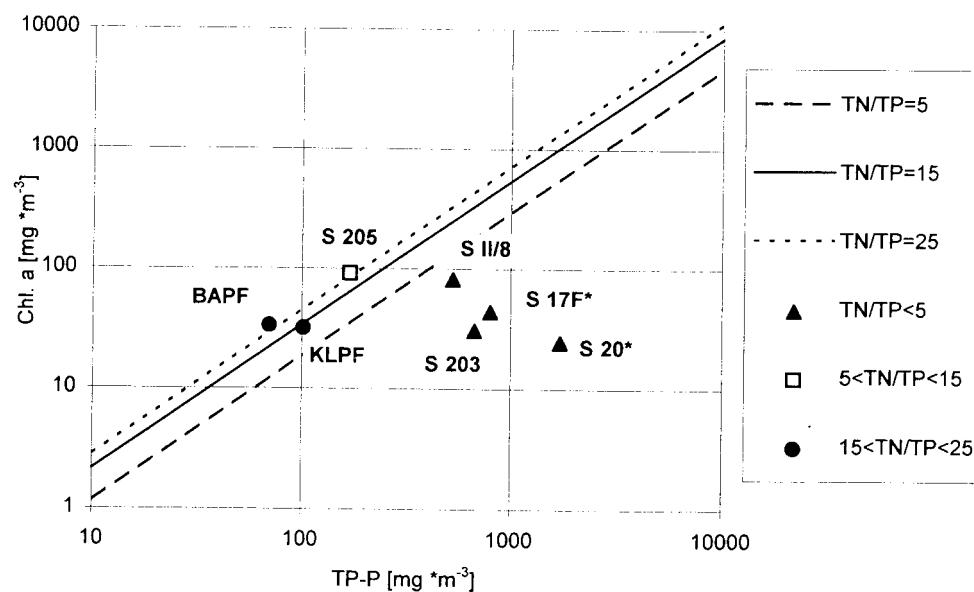


Abb. 64: Einordnung der Sölle in das Chlorophyll a-Gesamt-Phosphat/ Gesamt-Stickstoff-Modell nach SMITH (1982); Datengrundlage: Gewässermittelwerte 1994-1997; [TN/TP = mol/mol]

Da die vorgelegten Ergebnisse zeigten, daß in allen Söllen Biomassemaxima hauptsächlich am Anfang und Ende der Vegetationsperioden auftraten (vgl. 3.5.3. und Abb. 28 und 33 A-D, 34 A, B), wurden die Mittelwerte der Sölle von Start-Gesamtposphat und Chlorophyll a über die gesamte Untersuchungszeit dem Modell zugeordnet (Abb. 63 B). Es ergab sich grundsätzlich keine andere Aussage für die Sölle. Auch hier ist das Modell für den Barschpfuhl, Klaren Pfuhl und das Soll 17F* voll gültig. Allerdings zeigt sich, daß die mittleren Chlorophyll a-Gehalte vom Soll 205 und S II/8 den Mittelwert für hypertrophe Kleinseen und Teiche übersteigen. In den Söllen S 203 und S 20* bleibt der Chlorophyll a-Wert trotz Einbeziehung der Biomassemaxima unter den Erwartungswerten.

SMITH (1982) entwickelte ein Modell in dem die Abhängigkeit der Chlorophyll a-Konzentration sowohl von dem Gesamtposphatgehalt als auch von dem Verhältnis Gesamtstickstoff/ Gesamtposphat in den Gewässern Berücksichtigung fand. Das Modell ist lediglich für den Barschpfuhl und den Klaren Pfuhl gültig (Abb. 64). Im Soll 205 lag der Chlorophyll a-Gehalt über dem Erwartungswert des Modells. Im Gegensatz dazu waren die verbleibenden Sölle trotz hoher Gesamtposphatkonzentrationen durch niedrige Chlorophyll -a Gehalte gekennzeichnet, die nicht den Erwartungswerten entsprachen. Das wird besonders für das Soll 20* deutlich.

4 Diskussion

4.1 Physikalisch-chemische Parameter

Die untersuchten Sölle lassen sich hinsichtlich der gemessenen physikalisch-chemischen Parameter gruppieren. Es zeigt sich, daß die jahreszeitliche Dynamik der verschiedenen Parameter unterschiedlich ausgeprägt ist.

Der Leitfähigkeitsparameter ist eng mit den Chlorid- und Sulfatkonzentrationen in den Kleingewässern verknüpft (vgl. 3.3. und Abb. 13; 3.4. und Abb. 24, Abb. 25). Mikrobieller Abbau organischer Substanz (Sulfidoxydation) und allochthone Stoffeinträge sind Hauptfaktoren, die die Gesamtionenkonzentration im Gewässer beeinflussen können. Für POTT et al. (1996) sind allochthone Stoffeinträge über den Grundwasserbereich sowie den Oberflächen- und Zwischenabfluß landwirtschaftlicher Nutzflächen Hauptfaktoren, die zu einer Zunahme der Leitfähigkeitswerte in Gewässern führen können. Untersuchungen von FOERSTER (1973) belegen eine Zunahme der Sulfatgehalte im Boden- und Grundwasser durch Gülle- und Mineraldüngung. MÖLLGAARD (1997) verweist darauf, daß die in Kleingewässern des Unteren Odertals gemessenen Schwankungen des Leitfähigkeitsparameters auf die Zufuhr von Chlorid aus den verwendeten Kalidüngern zurückzuführen sind. Untersuchungen von SEIFERT (1990) an einem Weiher im Allgäu belegen, daß durch konventionell bewirtschaftete Ackerflächen im Vergleich zu biologisch-dynamischer Bewirtschaftungsform wesentlich höhere Chloridkonzentrationen in das Gewässer eingetragen wurden. Besonders die Ausbringung von

Gülle und nachfolgend starker Niederschlag führten zu erhöhten Chloridwerten im Drainagewasser. Auch die hier vorgelegten Ergebnisse weisen deutlich auf den Zusammenhang von hohen allochthonen Einträgen und verstärkter Ionenkonzentration der Kleingewässer hin (vgl. 3.3. und Abb. 13, Abb. 14). So wurden im Barschpfuhl, der nicht in einem landwirtschaftlich genutzten Gebiet liegt, gleichbleibend niedrige Leitfähigkeitswerte gemessen. Dagegen wird der landwirtschaftlich bedingte Stoffeintrag über Erosion sowie Oberflächen- und Zwischenabfluß im Lietzen-Döbberiner Raum auf Grund erhöhter Reliefenergie und sandiger Böden noch verstärkt. Dies schlägt sich in hohen Leitfähigkeitswerten der Sölle 17F* und 20* nieder. Als Hauptursache für die extrem hohen Ionenkonzentrationen des Solls 205 in der Parstein-Bölkendorfer Region sind gleichfalls landwirtschaftlich bedingte Chlorid- und Sulfateinträge durch Mineral- und Gülledüngung zu vermuten. Im Gegensatz zu den anderen Söllen im Gebiet wurde das Kleingewässer im ersten Untersuchungsjahr als Rindertränke genutzt und somit durch die Exkremente der Tiere sowie durch das Aufwühlen des Gewässerbodens (Nährstoffrücklösung) zusätzlich stark belastet. Neben diesem organischen Stoffeintrag können allerdings noch weitere Gründe vorliegen, die die vergleichsweise sehr hohen Leitfähigkeitswerte des Wassers im Soll 205 bedingten. Für POTT et al. (1996) können Sedimente mehr oder weniger stark als Barriere gegenüber dem Grundwassereinstrom im Bereich des Profundals wirken. Je mächtiger die Sedimentauflage, um so geringer ist der allochthone Eintrag über das Grundwasser. Das Soll 205 wurde 1989 vollständig bis zum Mergel ausgebaggert, so daß eine zusätzliche Ionenzufuhr über das Grundwasser denkbar wäre. Allerdings lassen die wesentlich geringeren Leitfähigkeitswerte des ebenfalls entschlammten Solls II/8 im gleichen Gebiet nicht auf den genannten Zusammenhang schließen. Untersuchungen von SCHMIDT (1996) und SCHINDLER (1996) weisen auf eine starke Inhomogenität des Untersuchungsgebietes hin, so daß neben den o.g. Gründen weitere spezifische Standortfaktoren, z.B. Bodenstruktur, Größe des Einzugsgebietes, Stoffeintragspfade bei der Betrachtung der sehr hohen Ionenkonzentrationen in diesem Soll zu berücksichtigen sind.

Untersuchungen u.a. von BARCLAY (1966) in Neuseeland, MORTON & BAYLY (1977) in Australien sowie KÜHLMANN (1960, 1961) und KURECK & KLEFF-RING (1980) in Deutschland an vergleichbaren Kleingewässern zeigen, daß im Gegensatz zur Leitfähigkeit pH-Wert, Temperatur und Sauerstoffgehalt einer sehr starken räumlichen sowie diurnalen und saisonalen Dynamik unterliegen. Die von den Autoren beschriebene Schwankungsbreite der Parameter mußte bei den Untersuchungen an den Söllen zum größten Teil aus zeitlichen Gründen unberücksichtigt bleiben. Es wurde allerdings versucht den Ort, die Tiefe und die Tageszeit der Messungen konstant zu halten sowie durch mehrere Probenahmestellen einen repräsentativen Querschnitt der Untersuchungsparameter zu erhalten. Die so gewonnenen Werte geben einen Augenblickszustand wieder, der zumindestens eine tendenzielle Einschätzung der physikalisch-chemischen Parameter der Untersuchungsgewässer ermöglichte.

Photosynthese, Respiration und Stickstoffassimilation können sich signifikant auf den pH-Wert im Gewässer auswirken (SOMMER 1994). Inwieweit z.B. starke CO₂-Freisetzung aus Atmungs- und Abbauprozessen oder CO₂-Entzug durch Photosynthese den pH-Wert beeinflussen, hängt in erster Linie von der Alkalinität d.h. der Pufferkapazität des Wassers gegenüber Säuren ab. Je geringer die Alkalinität des Gewässers ist, um so stärker wirken sich die o.g. biologischen Prozesse auf den pH-Wert aus. Das Soll 205 und S 17F* sind Hartwässer und demzufolge gut gepufferte Systeme. In den übrigen Söllen ist das Wasser als mittelhart einzuschätzen (DTSCH. EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-, ABWASSER- UND SCHLAMM-UNTERSUCHUNG 1960). Die in den Kleingewässern z.T. gemessenen extrem hohen pH-Werte korrelieren mit hohen Chlorophyll a-Konzentrationen (vgl. 3.3. und Abb. 15; 3.5.3. und Abb. 28, Abb. 33 A-D, 34 A, B). Bei intensiver Photosynthese dichter Algenpopulationen kann es zu einem pH-Anstieg, der erst bei einem bestimmten Grenz-pH-Wert beendet wird, kommen. Die Ursache für die Einstellung der Photosynthese bei diesem pH-Grenzwert sehen KOHL & NICKLISCH (1988) vornehmlich in dem Erreichen des CO₂- bzw. HCO₃⁻-Kompensationspunktes. Untersuchungen von TALLING (1976) zit. in KOHL & NICKLISCH (1988) zeigten, daß sich dieser Grenzwert mit zunehmender Alkalinität immer weiter in den basischen Bereich verschiebt. Für die Sölle ist daraus zu schließen, daß im Soll 205 und S 17F* eine höhere potentielle pH-Steigerung während hoher Biomassekonzentrationen und somit intensiver Photosynthese gegenüber den verbleibenden Untersuchungsgewässern auftreten kann. Im Soll 205, dem Kleingewässer mit den höchsten Chlorophyll a-Konzentrationswerten, bestätigte sich dies. Hier wurde im Vergleich zu den anderen Untersuchungsgewässern der höchste pH-Wert (10,94), der mit hohen Chlorophyll a-Konzentrationen korrespondierte, gemessen. Untersuchungen am Müggelsee von TÄUSCHER (1981) zeigten, daß auch in diesem Gewässer starke Phytoplanktonentwicklung mit maximalen pH-Werten korrelieren. Ein extrem niedriger pH-Wert von 4,20 wurde im Frühjahr 1994 im Soll 203 während der Wiedervernässung gemessen. Die hohen Nitratkonzentrationen sowie abnehmende Ammoniumkonzentrationen lassen auf Nitrifikationsprozesse im Gewässer schließen (vgl. 3.4. und Abb. 21 C). Zusätzlich kam es nach erneutem Wasserzufluß im Soll zu einem starken Anstieg der Sulfationenkonzentration (vgl. 3.4. und Abb. 25) und somit zu einer weiteren Zufuhr von Anionen in dieses Gewässer.

Die Lebensbedingungen der obligat aeroben Organismen und die Redoxzustände wichtiger Elemente (C, N, Fe, Mn und S) sind eng mit dem Sauerstoffhaushalt im Gewässer verknüpft. Der Sauerstoff wird über die Oberfläche zwischen der Atmosphäre und dem Wasser ausgetauscht. Gewässer stehen nur selten im Lösungsgleichgewicht mit der Atmosphäre. Einerseits kommt es innerhalb des Gewässers durch die Photosynthese der Primärproduzenten zu einer Freisetzung und andererseits hauptsächlich durch Respiration sowie chemische Oxidation im Pelagial und im Sediment zur Zehrung von Sauerstoff. Der Sauerstoffgehalt der Gewässer schwankt nicht nur innerhalb einer Vegetationsperiode sondern auch im Verlaufe des Tag/Nacht-Rhythmus stark.

In Kleingewässern können trotz der geringen Tiefe auch zeitweilig vertikal unterschiedliche Sauerstoffverteilungen auftreten (MORTON & BAYLY 1977; KÜHLMANN 1960). Starke submerse Makrophytenbestände führen desweiteren in den Kleingewässern zu horizontal diverser Verteilung der Sauerstoffkonzentration (KLAPPER 1992). Der Sauerstoffhaushalt der untersuchten Sölle (vgl. 3.3. Abb. 17, Abb. 18) wird in unterschiedlichem Maße von den beschriebenen Prozessen beeinflusst. In den Gewässern mit hohem standing crop wie dem Soll 205 weisen die Sauerstoffkonzentrationen deutliche Tag-Nacht-Schwankungen auf (UHLMANN 1961; MORTON & BAYLY 1977; BIERBACH 1980; DOEGE 1994). Die photosynthetische Sauerstoffzufuhr am Tage und die nächtliche Respiration übersteigen den Austausch mit der Atmosphäre und führen zu einer starken Dynamik zwischen Über- und Untersättigung. In den Söllen S 203 und S 17F* sind auf Grund der dichten Makrophytenbestände horizontal diverse Sauerstoffsättigungswerte zu vermuten wie Untersuchungen u.a. von OMOTE (1983) zeigen. Das Absterben des Pflanzenbestandes kann zu einem plötzlichen autochthonen Nährstoffschub führen und die vermehrte Sauerstoffzehrung im Herbst in den untersuchten Kleingewässern bedingen. Als mögliche Ursachen der niedrigen Sauerstoffbilanz im Soll 20* können vermindertes Primärproduzentenauftreten (keine Makrophyten, geringe Phytoplanktonkonzentration) und geringe Durchmischung auf Grund der windgeschützten Lage und Eisbedeckung angesehen werden. Auch LATHROP & CARPENTER (1992) führten die sommerlichen Zooplanktonminima im Lake Mendota hauptsächlich auf die anoxischen Verhältnisse im Gewässer auf Grund fehlender Primärproduktion und stagnierender Wasserbewegung zurück. Im Gegensatz zu den anderen Kleingewässern ist der allochthone Laubeintrag in das Soll 20* im Herbst zu berücksichtigen (vgl. 2.1.2.). Durch die Aktivitäten heterotropher Organismen im Soll 20* kam es zu einem verstärkten Sauerstoffentzug. Dieser Prozeß wurde noch durch die fünf-monatige Eisbedeckung im Winter 1995/96 verstärkt. Unter Eis kam es zu anoxischen Verhältnissen, die es wiederum anaeroben Bakterien ermöglichten, sich zu entwickeln und das organische Material zu Fäulnisgasen, wie Schwefelwasserstoff, Ammoniak, Wasserstoff, Methan und Kohlendioxid umzuwandeln. Auch KÜHLMANN (1960) konnte in Kleingewässern mit Fallaubeintrag erhebliche Mengen Schwefelwasserstoff besonders im Winter unter Eis nachweisen. Somit kann als eine weitere Ursache für die geringe tierische Besiedlung des Solls 20* die auf die Wasserorganismen toxische Wirkung des gebildeten Schwefelwasserstoffes angesehen werden. Die Giftwirkung im Wasser ist allerdings pH-Wert abhängig und nimmt mit fallenden Werten stark zu (SCHUBERT 1986). In produktiven eutrophen Seen kann es während der Sommerstagnation im Hypolimnion sowie im Winter unter Eis zu extrem sauerstoffarmen Verhältnissen sowie zu einer Anreicherung von Schwefelwasserstoff kommen und plötzlich windbedingte Einmischung aus den sedimentnahen Schichten zu kritischen Situationen für den Fischbestand führen (Herbst- bzw. Winterfischsterben) (KLAPPER 1992).

4.2 Hydrochemische Parameter

Das räumlich und zeitliche Verhalten des Phosphors in Seen ist von vielen Faktoren abhängig, u.a. von der Morphometrie, dem Schichtungstyp, dem Trophieniveau und der windexponierten Lage (AHLGREN 1980, TWINCH & PETERS 1984). In tiefen geschichteten Seen kommt es in der Regel infolge Sedimentation des Planktons zu einer Phosphorverarmung der produktiven Zone zur Zeit der thermischen Schichtung. Dagegen kann der Phosphor in Flachseen den Produktionsprozeß mehrfach während der Vegetationszeit durchlaufen, bevor er im Sediment festgelegt wird (u.a. POLTZ & WILLE 1977). Bei der Betrachtung des Phosphorhaushaltes der Sölle sind hauptsächlich interne Adsorption/ Desorptionprozesse im Sediment und an Sedimentpartikel sowie externe Einträge über Oberflächen- und Stauwasserabfluß, Wassererosion sowie pflanzliche Biomasse zu berücksichtigen.

In den Untersuchungsgewässern war ein deutlicher Zusammenhang zwischen Sauerstoffgehalt und ortho-Phosphatkonzentration zu erkennen (vgl. 3.3 und Abb. 17 A-C; 3.4. und Abb. 19 A-G). Geringe Sauerstoffsättigungswerte korrespondierten mit erhöhten ortho-Phosphatgehalten. Das läßt auf eine reduktive Freisetzung von Phosphat aus den Gewässersedimenten schließen. Im Soll 20* wurde diese Tatsache am deutlichsten (vgl. 3.3. und 17 C; 3.4. und Abb. 19 F). Besonders im Winter 1995/96 lagen die Sauerstoffsättigungswerte unter 5%. Es kam zu einer enormen Phosphatrücklösung aus dem Sediment, die zu maximalen ortho-Phosphatkonzentrationen (Maximum: 3,8 mg/l) im Freiwasser führte. Untersuchungen von FREVERT (1979) zeigten, daß bei Sauerstoffsättigung <10% an der Sedimentoberfläche die Mobilisierung von Phosphat einsetzt und Sauerstoffsättigungswerte unter 5% zu einer explosionsartigen Freisetzung dieser Nährstoffkomponente führten. Neben der redox-chemischen Phosphatauflösung im Sediment und anschließender Diffusion in das überstehende Wasser spielt die Phosphatadsorption/ -desorption an Sedimentpartikel eine wichtige Rolle im Phosphathaushalt der Seen. So kann es besonders in Seen mit geringer Wassertiefe, wie den Söllen, durch windbedingte Wasserdurchmischung, Methankonvektion sowie Bioturbation zur Resuspendierung von Sedimentpartikeln in die trophogene Zone kommen (ENELL & LÖFGREN 1988; BOSTRÖM et al. 1988; DUDEL 1992). In welchem Maße Phosphat dabei in Lösung geht ist hauptsächlich von dem Verteilungsgleichgewicht des Nährstoffs im Wasser und Sediment abhängig (TWINCH & PETERS 1984). In diesem Zusammenhang zeigen Untersuchungen u.a. von TESSENOW (1972), ANDERSEN (1975) und RIPL (1982), daß es auch unter aeroben Bedingungen zur Freisetzung von Phosphat in den Seen kommen kann. Bei der Betrachtung des Phosphathaushalts der Untersuchungsgewässer muß die Rolle der submersen Makrophyten berücksichtigt werden. Untersuchungen u.a. von TWILLEY et al. (1977) und GRANÉLI & SOLANDER (1988) zeigten, daß ein Teil des über das Wurzelsystem hauptsächlich aufgenommenen Phosphors von den submersen Makrophyten während der Vegetationsperiode sowohl an das Wasser als auch an das Sediment abgegeben wird. In den Söllen 203 und 17F*

muß dies auf Grund des dichten submersen Makrophytenbewuchses bei der Beurteilung des internen Phosphathaushaltes neben den genannten Faktoren berücksichtigt werden.

Als ein Maß für die interne Phosphatbelastung (internal load) aus dem Sediment eines Sees kann der sommerliche Anstieg des Gesamtposphatgehaltes herangezogen werden (KOHL und NICKLISCH 1988). Danach ist die Belastung im Soll 20* am höchsten, gefolgt in gleicher Weise von den Söllen S 17F*, S II/8 und S 203. (3.4. und Abb. 19 D-F). Dagegen waren Barschpfuhl, Klarer Pfuhl und Soll 205 durch geringe Konzentrationen der Phosphorkomponenten charakterisiert (vgl. 3.3. und 17 A; 3.4. und Abb. 19 A-C). Die interne Belastung mit Phosphat aus dem Sediment war sowohl im Sommer als auch unter Eis im Vergleich zu den anderen Gewässern gering. Für das Soll 205 war dieses Ergebnis auf Grund der engen Verzahnung mit der umgebenden Ackerfläche nicht zu erwarten (vgl. 2.1.1.). Als Hauptursache hierfür ist die Entschlammung dieses Kleingewässers im Jahre 1989 anzusehen. Es kam dadurch zur Freilegung von Altsedimenten mit hoher Phosphatbindungskapazität, die wiederum zu einer Senkung der Phosphatkonzentration im Freiwasser und einer gleichmäßig geringen internen Phosphatbelastung auch während der untersuchten Vegetationsperioden (vgl. 3.4. und Abb. 20 B) führte. Solche alten Sedimente weisen dann ein besonders gutes Phosphorbindungsvermögen auf, wenn sie reich an geeigneten Bindungspartnern wie Kalzium, Eisen und Aluminium sind. Im Gegensatz dazu konnte im Soll II/8 kaum eine Auswirkung der im gleichen Jahr durchgeführten Sedimententnahme auf die interne Phosphatbelastung während der Untersuchungen festgestellt werden. Als Ursachen hierfür sind hauptsächlich die Bewirtschaftungsform des umliegenden Ackerlandes, die Sedimentbeschaffenheit (ärmer an Phosphorbindungspartnern), möglicherweise die Menge der Sedimententnahme (nur teilweise Freilegung der Altsedimente) und eine im Vergleich zum Soll 205 niedrigere Calciumionenkonzentration im Sollwasser anzuführen. Im Soll 205 spielte ebenfalls bei der Elimination von Phosphat aus dem Freiwasser die hohe Wasserhärte und der damit verbundene hohe Calciumanteil eine Rolle. Die im Wasser vorhandene Kohlensäure bildet mit Calcium und anderen Erdalkalien Salze, zwischen denen ein chemisches Gleichgewicht besteht. Bei kohlendioxidreichem Wasser ist das chemische Gleichgewicht mehr zum leicht löslichen Bicarbonat verschoben. Wird Kohlensäure durch die Photosynthese entzogen bildet sich eine Calciumcarbonatübersättigung, die zur Ausfällung von Calcit führt. Es kann dabei gleichzeitig zur Mitfällung von Phosphat sowie organischen Verbindungen (Aminosäuren, Fettsäuren, Huminsäuren) und dadurch zu einer Elimination von partikulären Nährstoffen aus dem Freiwasser kommen. Die ausgefällten Partikel werden in den Sedimenten gebunden und führen zu einer weiteren Abnahme der Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten. Diese biogene Entkalkung ist auf Grund der erhöhten Primärproduktion im Soll 205 und des hohen Erdalkaligehaltes ein durchaus vorstellbarer Prozeß, der kurzfristig zu einer zusätzlichen Eliminierung von Phosphor aus dem Wasser beigetragen haben kann. Die natürlich Calcitfällung wurde intensiv von verschiedenen Autoren (u.a. ROSSKNECHT 1980; KOSCHEL et al. 1983; MURPHY et al. 1983; STABEL 1986; KOSCHEL 1989) bearbeitet und als ein der Eutrophierung

entgegengesetzter Naturprozeß hervorgehoben. Unter Nutzung dieser Erkenntnisse wurden bzw. werden im Zuge der Untersuchungen zur Restaurierung von Seen Verfahren zur Eliminierung der internen Phosphatfracht untersucht, w.z.B. die Aufspülung der calciumreichen Sedimente eines Sees (RÖNIGKE et al. 1995), die Applikation von Calciumcarbonat in das Gewässer (SOSNOWSKA 1990), die künstliche Anregung der Calcitfällung durch Kristallisationshilfen und eine Verbesserung der Calcitsättigung des Tiefenwassers (KOSCHEL 1995, DITTRICH et al 1995).

Die externen Phosphoreinträge (external load) in die Kleingewässer sind auf Grund fehlender Untersuchungen schwer abschätzbar (vgl. 3.1.2 und 3.2.). Autochthon bedingte Phosphoreinträge in die Sölle waren vor allem über die Biomasse des Sollgürtels zu beobachten. Im Vergleich zu den anderen Untersuchungsgewässern kam es im Soll 20* durch den Gehölzgürtel zu einem starken Laubeintrag im Herbst und somit zu sehr hoher autochthoner Belastung. Angaben von WARNKE (1968) zeigen, daß es durch Laub zu erheblichen Nährstoffeinträgen in das Gewässer kommt. Die Streu von elf Gehölzarten enthielt durchschnittlich 236 mg P bzw. 2 g N/ 100 g Trockenmasse. Der allochthon bedingte Phosphoreintrag in die Gewässer erfolgt hauptsächlich über die Bodenerosion (vgl. 3.1.2 und 3.2.) (FRIELINGHAUS 1997). Eine Verminderung des Phosphoreintragspotentials in die Gewässer ist hauptsächlich durch Vegetationsgürtel und veränderte Flächennutzung der Äcker zu erreichen (AUERSWALD & HAIDER 1992). Untersuchungen von KNAUER & MANDER (1989) zeigten eindeutig, daß durch Gewässerrandstreifen von 10 m Breite in einem Gebiet mit geringer Reliefenergie der Gesamtphosphateintrag in die Gewässer um 95 % reduziert wurde. Andererseits erwies sich die an einem steilen Hang gelegene Dauerweide als unwirksamer Filter, da nur 2,8 % des Gesamtphosphatgehaltes zurückgehalten wurden. Auch die vorgelegten Untersuchungsergebnisse lassen einen Zusammenhang zwischen der externen Phosphorfracht und der Struktur des Gebiets bzw. des Sollgürtels vermuten. So waren deutliche Unterschiede der Gesamtphosphatgehalte der Sölle zwischen den Untersuchungsgebieten zuerkennen (vgl. 3.4. Tab. 13). Im stärker reliefierten Gebiet Lietzen-Döbberin lagen die Medianwerte höher als in den Söllen des Parstein-Bölkendorfer Gebietes. Außerdem wurden die höchsten Gesamtphosphatgehalte im Soll 20* gemessen, daß in einer tiefen Senke liegt und nur von einem schmalen Gehölzgürtel umgeben ist. Im Gegensatz dazu können die niedrigen Gesamtphosphatgehalte des Barschpfuhls und Klaren Pfuhls als deutliche Hinweise auf die Pufferkapazität der Vegetation gegenüber den Phosphoreinträgen gewertet werden (vgl. 2.1.1.).

PROVINI & PREMAZZI (1985) und EKHOLM et al. (1997) stellten auf der Grundlage von langjährigen Untersuchungen der inneren und äußeren Nährstoffbelastung polytropher, polymiktischer Flachseen mit landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet fest, daß die interne Phosphatfreisetzung oftmals die externe P-Zufuhr übertraf. Es zeigt sich, daß Flachseen mit einer mittleren Tiefe von < 6-8 m und einem nährstoffreichen Sediment ständig eine P-

Nachlieferung erfahren, unabhängig von dem äußeren P-Eintrag (GOLTERMAN et al. 1979; DUDEL et al. 1992; KLEEBERG 1995). Dies ist auch für die untersuchten Sölle zu bestätigen, wobei das besonders im Soll 20* deutlich wurde (vgl. 3.4. und Abb. 19 F). Es zeigt sich, daß trotz Verringerung der anthropogenen Phosphatzufuhr durch die geschaffene Pufferzone (FRIELINGHAUS 1997) die interne Phosphatbelastung noch lange Zeit in dem Gewässer wirksam bleibt.

Die Ergebnisse bezüglich des Stickstoffhaushalts in den Söllen zeigen, daß dieser eng an Assimilationsprozesse der Mikroalgen sowie Mineralisation infolge der Aktivität von anaeroben und aerobe Mikroorganismen geknüpft ist. Die Wiedervernässung der Sölle zu Beginn der Untersuchungen sowie die überdurchschnittlich lange Eisbedeckung sind „extreme“ Ereignisse, die den Stickstoffhaushalt der Sölle nachhaltig beeinflussen (vgl. 3.4. und Abb. 21 A-G). Nach der Wiedervernässung der 1993 stark ausgetrockneten Kleingewässer im Frühjahr 1994 kam es besonders in den Söllen 205, S II/8 und S 203 zu einer Anreicherung von Nitrat im Freiwasser (Abb. 21 C, D, E). Sauerstoffreiches Wasser überdeckte das Sediment. Die aeroben Bedingungen führten an der Sediment-Wasser-Grenzschicht zur Nitrifikation des akkumulierten Ammoniums und somit zu den hohen Nitratkonzentrationen in den Kleingewässern. Ursache für die schnelle Abnahme der Nitratkonzentration im weiteren Verlauf des Frühjahres war zum einen die Assimilation dieser Komponenten durch das Phytoplankton. Zum anderen weist die gleichzeitige Abnahme der Gesamtstickstoffgehalte auf Denitrifikationsverluste hin. Langjährige Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt des Müggelsees von DUDEL & KOHL (1992) zeigten, daß Denitrifikation der wichtigste Prozeß der Stickstoffelimination darstellte und die N-Verluste durch Sedimentation in diesem Flachsee deutlich übertraf. Untersuchungen von HÖHENER (1990) zit. in SCHWOERBEL (1993) an einem Schweizer See zeigten, daß 60-70 % des jährlich in das Gewässer eingetragenen anorganischen Stickstoffs durch Denitrifikation aus dem N-Haushalt eliminiert wurden. In den Söllen traten mit Ausnahme von S 205 hohe Ammoniumkonzentrationen am Ende der zweiten bzw. zu Beginn der dritten Vegetationsperiode und z.T. im Winter 1996/97 auf (vgl. 3.4. und Abb. 21 A-G). Intensive mikrobielle Mineralisationsprozesse (Ammonifikation) auf Grund der Akkumulation toter organischer Substanz (Zusammenbruch von winterlicher Algenpopulationen, Laubeintrag) führten in Verbindung mit der fünf-monatigen Eisbedeckung zu anoxischen Verhältnissen, die zu einer Hemmung der Nitrifikation und somit zu hohen Ammoniumüberschüssen im Freiwasser führten. Erst nach Eisauflauf und vermehrter Sauerstoffzufuhr war eine rasante anorganische Stickstoffelimination über Denitrifikation und Assimilation in den Söllen zu verzeichnen. Im Soll 20* korrelieren über die gesamte letzte Vegetationsperiode geringe Sauerstoffsättigungswerte mit verminderten Primärproduzentenaufkommen und hohen Ammoniumkonzentrationen (vgl. 3.4. und Abb. 21 G; 3.5.3. 33 D). Unter diesen Bedingungen war der Austrag von Stickstoff aus dem Gewässer sehr gering, da der interne Nitratnachschub über aerobe Nitrifikation stark

unterbunden war. AMLONG (1992) konnte bei Untersuchungen an Söllen in der Nähe von Müncheberg ähnliche Zusammenhänge aufzeigen. Im Zuge der Restaurierung eutropher Seen und stark organisch belasteter Gewässer kann Nitrat zur chemischen Sauerstoffzufuhr und zur Bekämpfung von Schwefelwasserstoff eingesetzt werden. Die organischen Substanzen im Sediment werden oxidiert, während das Nitrat reduziert wird. Da der Denitrifikationsprozeß bei einem hohen Redoxpotential abläuft wird auch Eisensulfid oxidiert, so daß durch das freiwerdende Eisen wieder Phosphor im Sediment gebunden werden kann. So wurde dieses Verfahren erfolgreich bei der Sanierung des hypertrophen Lillesees in Südschweden angewendet (RIPL 1976).

Die Diskrepanzen zwischen den deutlich geringeren Gesamtstickstoffwerten und den Nitratwerten im Soll II/8 und S 205 im Frühjahr 1994 (vgl. 3.4. und Abb. 21 D, 21 E) sowie den Ammoniumwerten im Soll II/8 und S 17F* im Winter 1995/96 (vgl. 3.4. und Abb. 21 D, 21 F) sind bei der Betrachtung des internen Stickstoffhaushalts der Untersuchungsgewässer zu diskutieren. Da die anorganischen Stickstoffkomponenten aus dem vor Ort gewonnenen Filtrat im Labor bestimmt wurden, ist eine mikrobielle Aktivität während des Transports weitgehend auszuschließen (vgl. 2.2.1.). Dagegen wurden die Gesamtstickstoffgehalte aus den unfiltrierten Seeproben erst nach dem gekühlten Transport bestimmt, so daß hier Verluste durch hohe mikrobielle Aktivität durchaus möglich waren. Hinzu kommt, daß durch die Probenentnahme auch sehr feine Sedimentpartikel in die Vollprobe gelangen konnten. Somit hätte es durch Koexistenz von aeroben (Nitrifikation) und anaeroben Bereichen (Denitrifikation) zu einer Entweichung des molekularen Stickstoffs kommen und die Diskrepanzen in den Meßergebnissen bedingen können.

Der externe Eintrag von Stickstoff in die Kleingewässer und die Wirkung auf die Mikroalgenzönose kann nur ansatzweise auf Grund fehlender Untersuchungen diskutiert werden (vgl. 3.2.). BEHRENDT (1996) zit. in BAUER et al. (1997) stellte bei Emmissionsanalysen der Nährstoffeinträge für das Warnowinzugsgebiet fest, daß der Hauptteil durch landwirtschaftliche Nutzung bedingt war. Es wurden 93,7% des Stickstoffs hauptsächlich in Form von Nitrat über diffuse Quellen in das Gewässer eingetragen. Diese Aussagen übertreffen den von KLAPPER (1992) angegebenen Eintragswert in die Gewässer von ca. 75% für das Gebiet der neuen Bundesländer erheblich. Im Gegensatz zum Phosphor kann Stickstoff über Denitrifikation aus dem Gewässer wiederum eliminiert werden. Dies wurde auch von verschiedenen Autoren für Kleingewässer nachgewiesen. So konnte BAUER-DUBAU et al. (1987) bei Untersuchungen von perennierenden Kleingewässern auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Niedersachsen keinen Konzentrationsanstieg von gelöstem anorganischen Stickstoff nach Gülledüngung feststellen und führt dies u.a. auf intensive Denitrifikationsprozesse zurück. Auch die Ergebnisse von HEISIG-GUNKEL (1981) nach künstlicher Nitratzufuhr in Kleingewässer zeigten, daß die Verminderung dieser Stickstoffkomponente nicht allein über die Assimilation der Mikroalgen

sondern vornehmlich durch Denitrifikationsverluste erklärbar waren. AMLONG (1992) konnte bei Untersuchungen an Söllen im Gebiet um Müncheberg feststellen, daß durch starke Begüllung, zusätzliche Beregnung sowie Zufuhr von nitrathaltigem Dränwasser die Kleingewässer hinsichtlich der externen Stickstoffzufuhr unterschiedlich reagierten. Im Schilfsoll überwogen Prozesse der Denitrifikation, demgegenüber waren die Stickstoffeliminationsleistungen der Mikroalgen zweitrangig. Im Kleingewässer mit ausgeprägter Unterwasserflora hat die Inkorporation dieses Nährstoffs in die pflanzliche Biomasse primäre Bedeutung. Das Phytoplankton erreicht infolge der Nährstoffkonkurrenz mit submersen Makrophyten nur sehr geringe Biomassen. Die Mikroalgen dominieren im dritten Soll, wobei Stickstoffinkorporation und Denitrifikation gleichwertige Prozesse darstellen. Die Ergebnisse von AMLONG (1992) sind sicherlich in ähnlicher Weise auf die untersuchten Sölle übertragbar.

4.3 Nährstofflimitation der Mikroalgen

Die Konzentration, das Verhältnis und die Jahresdynamik der Nährelemente Phosphor, Stickstoff und Silikat sind wichtige Faktoren, die die Struktur der Mikroalgenzönose in den Söllen bestimmen. Unterschiedliche Strategien der Nutzung und Umsetzung u.a. von Nährstoffressourcen ermöglichen eine Koexistenz bzw. Konkurrenz verschiedener Mikroalgenarten im Gewässer. Die Einschätzung von Limitationszuständen auf der Grundlage von Mischplanktonpopulationen kann nur bestimmte Tendenzen verdeutlichen und ist umstritten. ZEVENBOOM et al. (1982) stellte in kombinierten Versuchen sowohl im Gewässer als auch im Labor fest, daß in situ gemessene Nährstoffkonzentrationen nicht direkt auf den jeweils limitierenden Faktor der einzelnen Algenarten schließen lassen. Das bestätigen ebenfalls Untersuchungen von WOHNHAS (1987) an einem Flachsee in Oberschwaben. Inwieweit ein Nährstoff für die einzelnen Phytoplankter im Minimum vorliegt, ist von verschiedenen Faktoren innerhalb der Zelle und des Gewässers abhängig. Dabei spielt u.a. die unterschiedliche Affinität zu den Nährstoffen bzw. die divergierenden Aufnahmekinetiken der Algen eine Rolle (KOHL & NICKLISCH 1988).

Die pauschale Einschätzung von Phosphatlimitation der gesamten Mikroalgenpopulation in den Söllen ist schwer möglich. Konzentrationen von ortho-Phosphat nahe bzw. unterhalb der Nachweisgrenze können auf Phosphatlimitation der Phytoplanktongemeinschaft hinweisen (GOTHAM & RHEE 1981; KOHL & NICKLISCH 1988). Liegt in einem See die ortho-Phosphatkonzentration in der Hälfte der untersuchten Fälle unter $0,01 \text{ mg l}^{-1}$ während der Vegetationsperiode, wird das Wachstum der Phytoplankter durch Phosphat limitiert (SAS et al. 1989). Für die Untersuchungsgewässer traf dies auf den Barschpfuhl, Klaren Pfuhl und das Soll 205 für alle drei Vegetationsperioden zu (vgl. 3.4. und Abb. 19 A-C). Andererseits liegt für viele Phytoplanktonarten die Halbsättigungskonstante des Wachstums für Phosphor um ein Vielfaches unterhalb der Nachweisgrenze der konventionellen wasserchemischen Methoden (vgl. 2.3.1.)

(u.a. KOHL & NICKLISCH 1988; SOMMER 1991; LAMPERT & SOMMER 1992), so daß für diese Arten eine Einschätzung der Phosphatlimitation auf diesem Wege nicht erfolgen kann. Außerdem bleiben die zelleigenen Speicher der Mikroalgen unberücksichtigt. Sehr viele Mikroalgen haben die Fähigkeit, Phosphatreserven in Form von Polyphosphat bei ausreichender P-Versorgung zu bilden. Dadurch sind diese Algen zu Populationswachstum befähigt trotz erschöpfter Phosphorvorräte im Umgebungsmedium (NALEWAJKO & LEAN 1978). Nach KOHL & NICKLISCH (1988) und TIPPMANN (1993) ist eine Einschätzung der Phosphatversorgung der Zellen über den cytochemischen Nachweis von Polyphosphat möglich. Auch die Bestimmung der alkalischen Phosphatase in den Algenzellen sowie im Medium, die bei zunehmender Phosphatlimitation adaptiv gebildet wird, stellt eine Möglichkeit dar, die Begrenzung der Entwicklung durch Phosphor für die Gesamtheit der Mikroalgen einzuschätzen (KOHL & NICKLISCH 1988). Für die untersuchten Sölle konnten die genannten cytochemischen Nachweise zur Abschätzung der Phosphatlimitation des Mischplanktons nicht durchgeführt werden. Dies erfolgte statt dessen über das Chlorophyll a-/ Gesamtphosphat-Verhältnis und die Gesamtstickstoff/ Gesamtphosphat- Relation (s.u.). Der Gehalt von inkorporiertem Phosphor pro Biomasseeinheit kann über das Chlorophyll a/ Phosphat Verhältnis beschrieben werden (REYNOLDS 1992). Ein Verhältnis gleich bzw. größer eins bedeutet, daß die Algenbiomasse durch Gesamtphosphat limitiert wird. Die zellinternen Phosphatspeicher sind aufgezehrt. Die Wachstumsraten der Mikroalgenzellen werden durch diesen Nährstoff begrenzt. Für den Barschpfuhl, Klaren Pfuhl und Soll 205 traten kurzzeitig Masserelationen gleich bzw. über eins zum Ende der Vegetationsperiode auf (vgl. 3.5.4. und Abb. 35 A-C). Phosphat wurde zu dieser Zeit sehr effizient von den Mikroalgen in Biomasse umgewandelt. Bei Untersuchungen von CHORUS (1995) an drei Berliner Seen während Sanierungsmaßnahmen zur Phosphatelimination wurden im Sommer vorübergehend Masserelationen um zwei erreicht, die aber nicht zwangsläufig mit einer Reduktion des standing crop einhergingen. In den Gewässern kam es allerdings zu veränderten Konkurrenzbedingungen innerhalb des Nahrungskettengefüges, die wiederum Auswirkungen auf die qualitative Mikroalgenstruktur hatten. An Hand der vorgelegten Untersuchungen war auch eine veränderte Dominanzstruktur der Mikroalgen während hoher Chlorophyll a/ Gesamtphosphat-Quotienten zu erkennen. Es dominierten Phytoflagellaten, die in der vorangegangenen Vegetationsperiode eine relativ untergeordnete Rolle in den Kleingewässern spielten (vgl. 3.5.4. und Abb. 35 A-C; 3.5.5. und Abb. 37 A-G, 39 A-G, 45 A-G). Die Phytoflagellaten sind wiederum zu aktiver Wanderung befähigt (SOEDER 1967; CULLEN 1985; SOMMER 1988; JONES 1991; JONES 1993; HEHMANN 1998) und dadurch in der Lage, aktiv sedimentnahe Schichten aufzusuchen, um ihre Phosphatspeicher aufzufüllen (u.a. SALONEN et al. 1984, ARVOLA et al. 1987, JONES 1988) und sich somit an die veränderten Bedingungen im Freiwasser schnell anzupassen.

Um die Stickstofflimitation der Mikroalgen in den Söllen einschätzen zu können, sind nicht nur die gelösten Stickstoffkomponenten von Bedeutung, sondern auch die der Zelle zur Verfügung

stehenden Reserven. Die Fähigkeit zur Stickstoffspeicherung ist nur bei einigen Mikroalgen, wie Cyanophyceae, Dinophyceae und Diatomeen, von Bedeutung (KOHL & NICKLISCH 1988). Cyanophyceae speichern diesen Nährstoff in Form von Cyanophycingranula (ALLEN 1984). Allerdings zeigten Laboruntersuchungen von TIPPMANN (1993) an stickstoffspeichernden Mikroalgen aus verschiedenen polymiktischen Flachseen, daß das Fehlen dieser Granula kein eindeutiger Hinweis auf Stickstofflimitation darstellt. Eine andere Möglichkeit der Einschätzung des Stickstoffversorgungsstatus von Algenzellen ist über die Veränderungen in der Zusammensetzung der photosynthetisch wirksamen Pigmente durchaus gegeben, wie die Untersuchungen von RÜCKER & KOHL (1994), RÜCKER et al. (1995) und WOITKE et al. (1996) an Laborkulturen bzw. unter Freilandbedingungen zeigten. Desweiteren sind Aussagen zur Stickstofflimitation des Mischplanktons auf der Grundlage des C/N-Verhältnisses (KOHL & NICKLISCH 1988) bzw. des TN/TP-Verhältnisses der Biomasse (s.u.) (FORSBERG & RYDING 1980; SMITH 1982; KOHL & NICKLISCH 1988) möglich.

Außerdem kann über den Gehalt von inkorporiertem Stickstoff pro Biomasseeinheit (Chlorophyll a/ Stickstoff Verhältnis) der Ausnutzungsgrad dieses Nährstoffs gegenüber den Primärproduzenten abgeschätzt werden. Unter der Annahme, daß Stickstoff in einem molaren Verhältnis von 16 in die Biomasse aufgenommen wird (REDFIELD 1963, RHEE & GOTHAM 1980), bedeutet ein Verhältnis größer 16, daß die Algenbiomasse nicht durch das Phosphatdargebot sondern möglicherweise durch Stickstoff limitiert wird. Eine andere Möglichkeit wäre Lichtlimitation, wie Untersuchungen von KOHL & NICKLISCH (1988) an Laborkulturen von *Planktothrix argardhii* [(GOM.)ANAGN. et KOM.] zeigten. Mit zunehmender Lichtlimitation sank die maximale Stickstoffaufnahmekapazität der Zellen bei unverändertem km-Wert der Aufnahmesysteme. Auffällig sind in den Söllen die hohen Masserelationen des Chlorophyll a/ Stickstoff Verhältnisses während der Wintermonate (vgl. 3.5.4. und Abb. 35 A-G). Untersuchungen von RHEE & GOTHAM (1981) an Laborkulturen zeigten eine starke Zunahme des minimalen Stickstoffgehaltes pro Zelle mit sinkender Bestrahlungsstärke auf. Überträgt man dieses Ergebnis auf die Verhältnisse im Freiland, so ist es denkbar, daß für die Mikroalgen, um die gleiche Wachstumsrate unter Lichtlimitation zu erreichen, ein zusätzlicher Stickstoffbedarf erforderlich wäre. In den Söllen könnten sich die z.T. sehr hohen Chlorophyll a/ Gesamtstickstoff-Werte besonders im Winter 1995/96 aus einer kombinierten Wirkung des veränderten Licht- und Stickstoffversorgungsstatus ableiten lassen. Das plötzlich sehr stark verminderte Strahlungsdargebot (Eisbedeckung) führte, um den gleichen Wachstumszuwachs zu erreichen, zu einem wesentlich höherem Stickstoffbedarf der einzelnen Arten. Es setzten sich vor allem Arten durch, die befähigt waren durch fakultativ heterotrophe Ernährungsweise organische Stickstoffquellen zur Deckung des Mehrbedarfes auszunutzen. In den Söllen waren dies die Flagellaten, die sich besonders im Soll 205 und S II/8 massenhaft entwickeln konnten.

Die Aufnahme von TN/TP durch die Mikroalgen steht in einem molaren Verhältnis von näherungsweise 16:1 (REDFIELD 1963, RHEE & GOTHAM 1980). Bei einem Verhältnis über 16

limitiert nicht Stickstoff das Algenwachstum, darunter nicht Phosphat (VOLLENWEIDER & KERÉKES 1982). Für die wechselnde Zusammensetzung der Arten sind unterschiedliche Nährstoffverhältnisse mehr relevant, als Veränderungen der Absolutgehalte einzelner Nährstoffe (TILMAN et al. 1982, 1986). Die „resource ratio“ Hypothese von TILMAN besagt: Ist eine Art überlegener Konkurrent einer Ressource, so ist diese Art gleichzeitig unterlegener Konkurrent für eine andere Ressource. Der u.a. von KOHL & NICKLISCH (1988) und SOMMER (1994) für eutrophe Seen beschriebene Wechsel der relativen Nährelementverfügbarkeit - im Frühjahr Phosphatlimitation und im Sommer Stickstofflimitation - innerhalb der Vegetationsperioden konnte in dieser ausgeprägten Form nicht in allen Söllen nachgewiesen werden (vgl. 3.4. und Abb. 26 A-C). Lediglich im Soll 203 erfolgte dieser Wechsel regelmäßig innerhalb der Vegetationsperiode. Auch für das Soll II/8 war eine Änderung der Verfügbarkeit der beiden Nährelemente während der Vegetationsperiode im ersten und zweiten Untersuchungsjahr zu verzeichnen. Im letzten Jahr lagen die Werte ausnahmslos unterhalb des 16:1 Verhältnisses, so daß Stickstoff die Entwicklung der Mikroalgenpopulation begrenzte. Im Barschpflu, Klaren Pflu und Soll 205 wurden im Frühjahr und am Ende der Vegetationsperiode hohe TN/TP-Relationen und im Sommer die niedrigsten Werte gemessen. Allerdings lagen die sommerlichen Relationen im Bereich des 16:1 Verhältnisses, so daß kaum von einer ausgeprägten Stickstofflimitation des Mikroalgenwachstums auszugehen war. In den Söllen des Lietzen-Döbberiner Gebietes stellte Stickstoff den Nährstoff im Minimum für die Mikroalgenentwicklung dar. Der TN/TP Quotient lag fast über die gesamte Untersuchungsperiode unter 16. Bei anhaltender Stickstofflimitation ist es möglich, daß ein immer größerer Teil des aufgenommenen Phosphats in den Mikroalgen gespeichert wird und es dadurch zu einer weiteren Erniedrigung des TN/TP-Quotienten kommen kann, wie Untersuchungen u.a. von RHEE (1974) zit. in KOHL & NICKLISCH (1988) an Chemostatkulturen von *Scenedesmus spec.* gezeigt haben. Nicht immer kann bei niedrigen TN/TP-Verhältnissen tatsächlich von einer Limitation der Mikroalgenentwicklung ausgegangen werden. So zeigt sich im Soll 20*, daß lediglich in der ersten und zweiten Vegetationsperiode im Sommer/Herbst der Stickstofflimitationswert von $0,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ für die anorganisch gelösten Stickstoffkomponenten (SAS et al. 1989) tatsächlich kurzfristig unterschritten wurde und nur dann von einer stickstoffbedingten Wachstumslimitation der Mikroalgen auszugehen war.

Mikroalgen können Silikat nicht speichern, sondern nehmen diesen Nährstoff nach Bedarf auf. Es sind daher direkt Aussagen hinsichtlich des Silikatversorgungsstatus der Diatomeen und Chrysophyceen im Gewässer möglich. Außer im Soll 20* konnten in allen anderen Untersuchungsgewässern mehr oder weniger stark ausgeprägte Jahresgänge der Silikatkonzentration festgestellt werden (vgl. 3.4. und Abb. 23 A-C). Sank die Silikatkonzentration unter die Limitationsgrenze von $0,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (SAS 1989) war ein schneller Rückgang der Diatomeen- und Chrysophyceenentwicklung in den Söllen zu beobachten. Minima der Silikatkonzentrationen im Frühjahr und Herbst/Winter korrelierten mit ausgeprägten Entwicklungsmaxima der Diatomeen und Chrysophyceen im Barschpflu, Klaren Pflu, Soll 203

und S II/8 des Parstein-Bölkendorfer Gebietes. Die genannten Sölle entsprechen in dieser Hinsicht dem von SOMMER et al. (1986) entwickelte PEG-Modell, das hauptsächlich für tiefe geschichtete Seen gilt. Im Soll 205 kam es sowohl im Frühjahr als auch im Sommer/Herbst zu erhöhten Abundanzen der Diatomeen, dagegen fehlten sie im Herbst/Winter vollständig in diesem Kleingewässer. In den Söllen des Lietzen-Döbberiner Gebietes wurden über die gesamte Untersuchungszeit Silikatkonzentrationen gemessen, die eine Limitation der Diatomeen und Chrysophyceen ausschloß. Der Rückgang der Kieselalgenentwicklung im Soll 17F* kann somit nicht auf eine eingeschränkte Silikatversorgung zurückzuführen sein. Mögliche Ursachen könnten in diesem Kleingewässer vor allem Sedimentationsverluste der Kieselalgen auf Grund der eingeschränkten Durchmischung nach der Ausbildung der submersen Makrophytenvegetation am Ende der Frühjahrsperiode sein (MOTHES 1987; KLAPPER 1992). Im Gegensatz dazu sind im Soll 20* Diatomeen und Chrysophyceen kaum von Bedeutung, so daß sich Silikat in hohem Maße in diesem Gewässer anreichern kann.

4.4 Primärproduktion der Mikroalgen

Die Chlorophyll-a Konzentration eines Gewässers kann zur Charakterisierung der vorhandenen Phytoplanktondichte eingesetzt werden (TOLSTOY 1979). Ein Vergleich der mittels HPLC-Analyse erfaßten Chlorophyll a-Konzentrationen mit den mikroskopisch bestimmten Biovolumina zeigt für das Soll 205 eine gute Übereinstimmung der Parameter (vgl. 3.5.3. und Abb. 31). Zwischen den beiden Größen besteht ein starker linearer Zusammenhang (vgl. Abb. 32). Ähnliche Befunde konnten von WOITKE et al. (1996) für verschiedene Berliner Seen sowie von MÖLLGAARD (1997) für Kleingewässer des Unteren Odertals vorgelegt werden. Es wird deutlich, daß der Chlorophyll a-Gehalt als ein probates Mittel zur Quantifizierung der Phytoplanktonbiomasse in den Söllen herangezogen werden kann. Allerdings traten im Soll 205 Unterschiede zwischen dem Biovolumen und dem Biomasseäquivalent der Mischalgenpopulation vor allem am Ende der Vegetationsperiode insbesondere bei der Massenentwicklung von *Euglena acus* EHRENB. unter Eis im Winter 1995/96 (vgl. 3.5.3. und Abb. 31) auf. Die Biovolumenbestimmung kann durch Fixationsprobleme, Zählfehler oder die Reduktion der Algenzellen auf bestimmte geometrische Körper beeinflussen werden (WILHELM et al. 1991, TEUBNER 1997). Allerdings sind während der Massenentwicklung der Eulenophyceae im Soll 205 zumindest methodische Fehler bei der Biovolumenbestimmung weitgehend auszuschließen, da wenige Taxa vorlagen und die Berechnung des Verdrängungsvolumens auf Grund der einfachen geometrischen Form ohne großen Fehler behaftet war. Der Chlorophyll Gehalt der Algenzellen wird wiederum stark von internen sowie externen Faktoren beeinflusst. So bestehen zwischen den verschiedenen Mikroalgenarten Unterschiede in der Pigmentausstattung bzw. in der Anpassung des Pigmentapparates u.a. bei Nährstofflimitation, Veränderungen der Taglänge und der Verminderung des Lichtdargebotes

(KOHL & NICKLISCH 1988). Der vor allem im Winter 1995/96 gegenüber dem Biovolumen höhere Chlorophyll a-Gehalt der Mikroalgen ist hauptsächlich auf ein vermindertes Lichtdargebot (vgl. 3.5.5. und Abb. 35 B) nach dem Eisschluß zurückzuführen. Auch DESORTOVÁ (1981) begründete für eine Talsperre in Tschechien die Diskrepanz zwischen erhöhten Chlorophyll-a Werten gegenüber der Algenbiomasse im Winter unter Eis mit der Lichtlimitation der Phytoplankter. Eine Zunahme des zellulären Chlorophyll-a Gehaltes der Mikroalgen bei Lichtmangel wurde u.a. von JØRGENSEN (1969), AHLGREN (1970), HUNTER & LAWS (1981), FALKOWSKI & OWENS (1980) beschrieben. Der Einfluß der taxonomischen Zusammensetzung des Phytoplanktons auf den Chlorophyll a-Gehalt der Biomasse konnte bis jetzt nicht eindeutig nachgewiesen werden. AHLGREN (1970) und TOLSTOY (1979) ermittelten für die Phytoflagellaten (vertreten durch Cryptophyceae) im Vergleich zu Blaualgen und/ oder Diatomeen erhöhte Chlorophyll a-Gehalte pro Biomasseeinheit. Dies wurde ebenfalls für Grünalgen von BURSCHE (1961), BINDLOSS et al. (1972), WILHELM et al. (1991), WOITKE et al. (1996) nachgewiesen. Im Gegensatz dazu ergaben sich bei den Untersuchungen von ROTT (1978), DESORTOVÁ (1981), VÖRÖS & PADISÁK (1991) keine deutlichen Unterschiede im Chlorophyll a-Gehalte pro Biomasseeinheit der verschiedenen Algengruppen. Die Diskrepanzen zwischen der Biovolumenbestimmung und der Chlorophyll-a Analyse im Soll 205 am Ende der Vegetationsperiode könnten also neben der Erhöhung des Pigmentanteils bei Lichtlimitation auch oder zumindestens teilweise auf die Dominanz der Flagellaten und deren artspezifisch höheren Chlorophyll a-Gehalt pro Biomasseeinheit zurückzuführen sein.

Die Biomasseentwicklung der untersuchten Sölle zeigte einen generellen Trend zu Entwicklungsmaxima der Mikroalgen im Frühjahr und Herbst/Winter auf (vgl. 3.5.3.). Besonders im Winter unter Eis wurden dabei Chlorophyll a-Konzentrationen erreicht (z.B. Winter 1995/96 S 205/ 598 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$; S II/8/ 555 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$), die in der Literatur für Teiche mit landwirtschaftlichem (STACHOWICZ et al. 1994) bzw. urbanem Einzugsgebiet (KONDA 1984) beschrieben wurden und sich denen in intensiv bewirtschafteten Fischteichen annähern ($> 800 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) (DROEGE 1995). NEBAEUS (1984) registriert unter Eis ähnlich hohe Chlorophyll a-Gehalte ($477 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$) während einer Massenentwicklung von *Synura* spp. für einen schwedischen See. Als Hauptursache für das verminderte Auftreten der Mikroalgen im Sommer und Herbst in den untersuchten Söllen ist die Konkurrenz anderer Primärproduzenten vor allem der submersen Makrophyten (hauptsächlich im Soll 203 und S 17F*) der Schwimmblattgesellschaften (hauptsächlich im Soll II/8 und S 20*) sowie der Algenwatten (Soll 205) und der Aufwuchsalgen in den Untersuchungsgewässern zu sehen (vgl. 4.5.). Die Sölle lassen sich somit nicht mit dem hauptsächlich für tiefe geschichtete Seen entwickelten PEG-Modell von SOMMER et al. (1986) vergleichen und entsprechen auch nicht den für viele polymiktischen Flachseen beschriebenen typischen sommerlichen Entwicklungsverlauf der Mikroalgen (u.a. WOHNHAS 1987, LORENZ 1990, SPODNIIEWSKA 1979, DOKULIL 1991, PADISÁK 1991, TÄUSCHER 1981; KOHL et al. 1991; KOHL et al. 1994; NIXDORF & DENEKE 1997).

4.5 Konkurrenz zwischen Phytoplankton und submersen Makrophyten

Algen (Mikro- und Aufwuchsalgen) und Makrophyten (submerse und Schwimmblattpflanzen) konkurrieren im Gewässer als Primärproduzenten miteinander. Beide Gruppen verfolgen verschiedene Entwicklungsstrategien. Die Algen sind r-Strategen mit kurzen Lebenszyklen und hohen Reproduktionsraten (hohe Biomasse), die gelöste Nährstoffe aus dem Wasser aufnehmen (REYNOLDS 1995). Sterben die Algen ab gelangt ein Teil der inkorporierten Nährstoffe wieder ins Freiwasser und steht zur erneuten Nutzung zur Verfügung. Makrophyten dagegen sind K-Strategen, die an die Kapazität ihres Lebensraumes durch dessen größtmögliche gleichmäßige Nutzung angepaßt sind (REYNOLDS 1995). Sie steigern ihr Wachstum langsam im Frühjahr und erreichen maximale Wachstumsraten im Sommer/Herbst. Die Nährstoffe werden entweder ausschließlich aus dem Wasser (Lemnaceen) (LANDOLT 1957) oder sowohl aus dem Wasser als auch aus dem Sediment aufgenommen (submerse Makrophyten) (u.a. BRISTOW & WHITCOMBE 1971; NICHOLS & KEENEY 1976; HOUGH 1979; WERNER & WEISE 1982; KUSSATZ et al. 1984; van WIJK 1989) und erst nach dem Absterben im Herbst/Winter freigesetzt. Sie stehen somit den Algen während der übrigen Vegetationsperiode nicht zur Verfügung (u.a. MOTHES 1980). Unter optimalen Bedingungen erreichen submerse Makrophyten wesentlich höhere Primärproduktionsleistungen als die Mikroalgen (u.a. ESTEVES 1979; BRAMMER 1979; JASSER 1994). Für ein Soll mit ausgeprägter Unterwasserflora konnte dies auch AMLONG (1992) feststellen. Die Dominanz der submersen Makrophyten in den untersuchten Sölle 17F* und S 203 ist möglicherweise neben der Abgabe von allelopathischen Substanzen (vgl. 4.3.) noch auf einen anderen Faktor zurückzuführen. So zeigten Untersuchungen von GOULDER (1969) und WETZEL (1975), daß auf Grund der Beschattung durch *Ceratophyllum demersum* eine Hemmung der gesamten Algenentwicklung erfolgte. Dies bestätigten ebenfalls Untersuchungen im Zusammenhang mit anderen submersen und emersen Makrophyten von BRANDL et al. (1970), STRAŠKRABA & PIEZYNSKA (1970), DOKULIL (1973), HOWARD-WILLIAMS & LENTON (1975). Durch das verminderte Lichtdargebot auf Grund der Beschattung durch *C. demersum* ist davon auszugehen, daß sich die vorhandenen Mikroalgen unter Schwachlichtbedingungen entwickelten und dadurch erhöhte Chlorophyll a-Gehalte aufwiesen, die wiederum zu einer Überschätzung der realen Biomasseverhältnisse der Mikroalgen in den Söllen geführt haben könnten (vgl. 4.4.).

Mit fortschreitender Eutrophierung kann es zu einer vollständigen Verdrängung der submersen Makrophyten durch die Phytoplankter in Seen kommen (BALLS et al. 1989; MOTHES 1987; BARTHELMES 1978). Als Ursache sehen verschiedene Autoren (PHILLIPS et al. 1978; SAND-JENSEN & BORUM 1984; KLAPPER 1969; WETZEL & HOUGH 1973) die sehr schnelle Entwicklung der Mikroalgen im Frühjahr auf Grund optimaler Nährstoffverhältnisse an. Die hohen Algenbiomassen können das Lichtklima im Gewässer so vermindern (Beschattung), daß eine Auskeimung der submersen Makrophyten verhindert bzw. stark verzögert wird. Untersuchungen von MABERLY (1983) zeigten, daß es durch ein vermindertes Lichtdargebot bei verschiedenen submersen Makrophyten zu einer Erhöhung des CO₂-Kompensationspunktes

kommt. Im Gegensatz zu den submersen Makrophyten können verschiedenste Phytoplankter ihre Tiefe im Gewässer durch Flagellen (u.a. HEANEY 1976) oder Gasvakuolen (u.a. WALBY & REYNOLDS 1980) regulieren und sich somit aktiv in Regionen mit erhöhtem Lichtangebot bzw. CO₂ - Konzentration bewegen. Außerdem können sich bei vermindertem anorganischen Kohlenstoffangebot im Gewässer vor allem solche Phytoplankter mit niedrigen CO₂-Kompensationspunkten bzw. der Fähigkeit anorganische Kohlenstoffverbindungen gegenüber der Konzentration im Medium um ein vielfaches anzureichern entwickeln (u.a. ALLEN & SPENCE 1981; MABERLY & SPENCE 1983; KOHL & NICKLISCH 1988). Bei der Verdrängung der submersen Makrophyten in Gewässern kann es neben der raschen Phytoplanktonentwicklung außerdem zu einer starken Entwicklung des Periphytons auf den Pflanzen kommen und damit zu einer zusätzlichen Beschattung der Makrophytensprosse. Der dichte Periphytonbewuchs führt bei den Makrophyten zusätzlich zu einer Erhöhung des Diffusionswiderstandes und dadurch zu einer eingeschränkten Nährstoffaufnahme aus dem Wasser (RIBER 1984). In der Konsequenz bleiben die Makrophyten deutlich in ihrem Wachstum zurück, erbringen keine positive Assimilationbilanz mehr und sterben im Verlaufe der Vegetationsperiode ab. Dies konnte BARTHELMES (1978) Ende der 60er Jahre im Großen Müggelsee beobachten. Auch im Soll II/8 und S 205 könnte die Ausbreitung von submersen Makrophyten nach der Wiedervernässung auf die schnelle und massenhafte Entwicklung der Mikroalgen sowie die während der Untersuchungen in den Kleingewässern sichtbar gewordene Dominanz des Periphytons mit den genannten Folgen zurückzuführen sein. Der von KLAPPER (1969) beobachtete Wechsel von einem makrophyten- zu einem algendominierten See und umgekehrt in aufeinanderfolgenden Vegetationsperioden konnte in den Söllen nicht beobachtet werden. Der Autor führte als Ursache hauptsächlich den Witterungsverlauf an, der bei einer sehr raschen Erwärmung im Frühjahr den Mikroalgen eine schneller Entwicklung ermöglicht und im Gegensatz dazu bei einem allmählichen Temperaturanstieg des Wassers die Dominanz der submersen Makrophyten bedingte. Es zeigt sich, daß auf Grund der Sollstruktur ein starker Konkurrenzdruck zwischen den verschiedenen Primärproduzenten besteht, der es den Mikroalgen nur in eingeschränktem Maße ermöglicht, sich im Sommer/ Herbst zu entwickeln.

4.6 Qualitative Phytoplanktonstruktur

Die Anwendung von Schätzwerten bei der quantitativen und soziologischen Beurteilung des Phytoplanktons ist nach Ansicht u.a. von BEHRE (1966) und TÄUSCHER (1981) ein hinreichend genaues und probates Mittel. Auf eine Erfassung der Zellzahlen wurde bei der Auswertung der Ergebnisse zum überwiegenden Teil verzichtet. Die Vielzahl von Mikroalgenarten, die in z.T. sehr geringen Abundanzen in den Söllen vorgefunden wurden, hätten eine hohe Anzahl von Wiederholungszählungen zur statistischen Absicherung der Ergebnisse bedingt und den Zählfehler summiert. Es wäre weiterhin zu einer Fehlerfortpflanzung durch die Berücksichtigung

der Zellzahlen bei der Biovolumenermittlung des Mischplanktons gekommen. Da außerdem der Biovolumenbestimmung der Algen die Ermittlung der Verdrängungsvolumina einzelner Zellformen auf der Grundlage geometrisch ähnlicher Körper zugrunde liegt (LOHMANN 1908, WILLÉN 1976), kann die Reduktion der vorgefundenen vielgestaltigen Algenformen (besonders der Chlorococcales) auf wenige geometrische Körperformen ebenfalls nur als Schätzung der realen Verhältnisse in den Söllen angesehen werden (BEHRE 1966, TEUBNER 1997). Außerdem sind viele der gefundenen Mikroalgen bei Übersichtszählungen mikroskopisch nicht zu identifizieren und müßten zusätzlich nachbestimmt werden (vgl. TEUBNER 1997). Das hätte zu einem enorm höheren Zeitaufwand pro Probe und Gewässer geführt und in letzter Konsequenz zur Reduzierung der Untersuchungsgewässer, was wiederum nicht im Sinne der Aufgabenstellung und des Gesamtprojektes gewesen wäre.

Auf der Grundlage zahlreicher Untersuchungen an Seen verschiedenster Trophie und Morphologie faßte REYNOLDS (1982, 1984) die dominanten Phytoplanktontaxa zu Gruppen (assemblages) zusammen, deren Auftreten eine erkennbare Periodizität aufwies. Die Mikroalgenstruktur der untersuchten Sölle entsprach keinem der beschriebenen „assemblages“. Für die einzelnen Sölle wurden zwar verschiedene Taxa der angegebenen Gattungen angetroffen, aber nicht in der beschriebenen Kombination. Es zeigte sich allerdings, daß die Mikroalgenstruktur von Barschpfuhl und Klaren Pfuhl in der Tendenz (auf Gattungsebene) eher den „assemblages“ der mesotrophen-eutrophen Seen entsprach und die der verbleibenden Sölle eher den hypertrophen Seen zuzurechnen war. Ursachen für die Abweichungen der von REYNOLDS (1982, 1984) angegebenen Phytoplanktonzusammensetzung führte BERGER (1997) darauf zurück, daß bei der Erarbeitung der „assemblages“ vor allem Ergebnisse von mono- und dimiktischen Seen herangezogen wurden und die Besonderheiten polymiktischer Seen nur unzureichende Berücksichtigung fanden. Phytoplanktongesellschaften im Sinne von REYNOLDS (1984, 1987) d.h. Taxa, die bestimmte morphologisch-physiologische Merkmale aufweisen, konnten in den Söllen hingegen festgestellt werden (vgl. 3.5.5. und Tab. 19, Abb. 38, Abb. 40, Abb. 42, Abb. 44, Abb. 46, Abb. 48 und Abb. 50). In allen Söllen bestimmten im Frühjahr und Winter deutlich die aktiv beweglichen Taxa die Zusammensetzung der Mikroalgen (vgl. 3.5.5. und Tab. 20). Generell zeigt sich, daß im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl ein klarer Wechsel der physiologisch-morphologischen Gruppen im Vegetationsverlauf erfolgte. In den anderen Söllen dominierten hingegen die gleichen physiologisch-morphologischen Gruppen über die gesamte Vegetationsperiode.

Der Vergleich der jahreszeitlichen Aspekte der Phytoplankter in den untersuchten Kleingewässern läßt klar eine Dominanz der Flagellaten erkennen (vgl. 3.5.5.). Die meisten Flagellaten in den Söllen sind typische S-Strategen, d.h. streßtolerante Arten, die Standorte mit ständig geringem bzw. einseitigem Ressourcenangebot besiedeln (GRIME 1977). Die Fähigkeit zur aktiven Bewegung (u.a. SOEDER 1967; CULLEN 1985; SOMMER 1988, JONES 1993; HEHMANN 1998) und zur Mixotrophie (u.a. HUTNER 1961, SANDERS & PORTER 1988, NYGAARD &

TOBIESEN 1993, VAN DEN HOEK 1993) ermöglicht Vertretern dieser Gruppe, eine relative Unabhängigkeit gegenüber den schnell wechselnden bzw. stark limitierenden Umweltbedingungen in den Kleingewässern zu erlangen und dadurch gegenüber anderen Arten im Konkurrenzvorteil zu sein. Dies läßt sich an Hand der vorgelegten Untersuchungsergebnisse an zahlreiche Beispielen belegen. In den Kleingewässern mit geringen Phosphatkonzentrationen (BAPF, KLPF und S 205) waren die Phytoflagellaten immer während sehr hoher TN/TP Verhältnisse dominant (vgl. 3.4. und Abb. 26 A; 3.5.3. und Abb. 29, Abb. 30; 3.5.5. und Abb. 38, Abb. 40). LORENZ (1990) konnte nach Sanierungsmaßnahmen (Erhöhung des TN/TP-Verhältnis) eines Flachsees im Alpenvorland eine zunehmende Entwicklung der Phytoflagellaten feststellen, da diese befähigt waren, aktiv sedimentnahe Schichten aufzusuchen, um ihre Phosphatspeicher aufzufüllen. Außerdem zeigten Untersuchungen zur phagotrophen Ernährungsweise, daß Phytoflagellaten über die Aufnahme von Bakterien eine alternative Phosphorquelle nutzen können (PORTER 1988, NYGAARD & TOBIESEN 1993). Besonders im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl wäre die Phagotrophie für verschiedenste Mikroalgen denkbar. Diese Ernährungsweise wurde u.a. von BIRD & KALFF (1987) und SIMEK et al. (1997) zit. in HEHMANN (1998) für Vertreter der Gattung Dinobryon nachgewiesen, die im Frühjahr und Winter in den Pfuhlen in hohen Abundanzen vorgefunden wurden (vgl. 3.5.1. und Tab. 16; 3.5.5. und Abb. 38, Abb. 40).

Die Phytoflagellaten bestimmten vor allem das völlig veränderte Dominanzregime der Mikroalgen im Barschpfuhl (Sommer/Herbst 1995) und im Soll II/8 (letzte Vegetationsperiode). Im Barschpfuhl wurden schon im Mai, viel früher als in den anderen Untersuchungsjahren, hohe Wassertemperaturen ($> 20^{\circ}\text{C}$) (vgl. 3.3. und Abb. 16 A), ein TN/TP-Verhältnis unter 16 (vgl. 3.4. und Abb. 26 A) sowie wesentlich höhere Cladocerendichten (vgl. 3.6.2. und Abb. 50 A,B; 4.7.) registriert. Es kam zu einer massenhaften Entwicklung von *Gonyostomum semen* (EHRENB.) DIESING, die bis zum erneuten Anstieg der TN/TP-Relation im Oktober 1995 bestehen blieb (3.5.5. und Abb. 37 A-G, Abb. 38). Im Soll II/8 bestimmten ab Dezember fünf Monate lang hauptsächlich niedrige TN/TP Relationen (vgl. 3.4. und Abb. 26 B), tiefe Wassertemperaturen (vgl. 3.3. und Abb. 16 B) und ein geringes Lichtdargebot die Verhältnisse innerhalb des Kleingewässers. *Euglena acus* EHRENB. sowie andere Euglenaarten (vgl. 3.5.1. und Tab. 16) entwickelten sich massenhaft. Ein ähnliches Massenaufkommen von *Euglena acus* EHRENB. unter Eis konnte HEYNIG (1980) in einer ehemaligen Sandgrube in Sachsen-Anhalt beobachten. Im Soll II/8 blieb auch nach dem Eisaufbruch die Dominanz der Euglenophyceae bis zum Ende der Vegetationsperiode bestehen. Als mögliche Auslöser für die langanhaltenden Veränderungen im Dominanzregime der Mikroalgen in den beiden Untersuchungsgewässern könnten der plötzliche Wechsel von sehr hohen zu niedrigen TN/TP Relationen und die Veränderungen der Wassertemperaturen angesehen werden. Für KOHL et al. (1991) könnten solche sprunghaften Änderungen der Phytoplanktonstruktur auf das unterschiedliche „timing“ in der Frühjahresentwicklung des Phyto- und Zooplanktons zurückzuführen sein. Dies kann für die genannten Sölle nicht bestätigt werden, da keine signifikanten Veränderungen der Zooplanktonstruktur in diesem Zeitrahmen zu beobachten waren.

Die Phytoflagellaten *Cryptomonas spp.*, *Rhodomonas spp.* vermögen fast ausschließlich das Soll 20* zu besiedeln (vgl. 3.5.5. und Abb. 48 A-G, Abb. 50). Dieses Kleingewässer war u.a. durch extreme Umweltbedingungen wie geringes Lichtdargebot, Schwefelwasserstoffbildung und hohe Nährstoffkonzentrationen gekennzeichnet. Ähnliche Bedingungen wurden von GERVAIS (1993) und ADLER (1997) bei Untersuchungen der Chemokline, die vorwiegend von Cryptomonaden besiedelt wurde, in mesotrophen Flachseen Berlin und Brandenburgs beschrieben.

Diatomeen wurden in den Söllen in erhöhten Abundanzen im Frühjahr und Herbst/Winter vorgefunden. Untersuchungen u.a. von KOHL et al. (1991) am Großen Müggelsee, von TEUBNER (1997) an flachen, polymiktischen Seen der Berlin-Brandenburger Region sowie von DOKULIL & PADISÁK (1993) am Neusiedler See zeigten, daß hohes Diatomeenaufkommen nicht vornehmlich nur auf das Frühjahr und den Herbst/Winter beschränkt ist, sondern auch im Sommer entscheidend zur Biomassebildung beitragen kann. Vergleicht man diese Aussagen mit den gewonnenen Ergebnissen, so müßte auf Grund der geringen Tiefe und der häufigen Durchmischung der Sölle eine viel stärkere Präsenz der Diatomeen zu erwarten sein. Lediglich im Soll 205 waren pennate Diatomeen im Sommer/Herbst regelmäßig vertreten (vgl. 3.5.5. und Abb. 45 A-G, Abb. 46). Sie entwickelten sich in diesem Kleingewässer stark bei kurzzeitig hohen Si/TP-Verhältnissen. Auch bei einer Vielzahl von Kulturversuchen, in denen sich besonders pennate Diatomeen bei ausreichender Silikatversorgung und Phosphatlimitation gegenüber anderen Algen durchsetzten, wurde dies deutlich (SMITH & KALFF 1983; SOMMER 1985; MAKULLA & SOMMER 1993). Für TILMAN (1982) und SOMMER (1989) setzen sich bei hohen TN/TP-Verhältnissen und ausreichend großen Si:P-Gradienten Diatomeen gegenüber anderen Phytoplanktern erfolgreich durch. In den anderen Söllen war die Diatomeenentwicklung auf das Frühjahr und den Herbst/Winter beschränkt (vgl. 3.5.5). Es sind verschiedene Ursachen zu diskutieren. Im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl war dies in erster Linie auf Wachstumsbegrenzung durch Silikat (vgl. 3.4. und Abb. 23 A; 4.2.) und Grazingverluste im weiteren Jahresverlauf zurückzuführen. Konkurrenzexperimente zwischen Diatomeen und anderen Algengruppen zeigten, daß eine ausreichende Silikatversorgung der Schlüsselfaktor für die Dominanz der Kieselalgen war (SOMMER 1983, 1988; GROVER 1989). Auch für SALDEN (1978) sind Massenentwicklungen von Kieselalgen hauptsächlich nährstoffbedingt als temperatur- bzw. lichtbedingt. In den übrigen Söllen kam es dagegen nur zu sehr kurzfristiger (S 203, S II/8) bzw. keiner (S 17F*, S 20*) Unterschreitung der Silikatlimitationsgrenze im Sommer/Herbst (vgl. 3.4. und Abb. 23 B, C; 4.2.). In diesen Untersuchungsgewässern lagen die TN/TP-Verhältnisse zu dieser Zeit unter 16 (vgl. 3.4. und Abb. 26 B, C), so daß u.a. veränderte Konkurrenzbedingungen mit zur Verdrängung der Diatomeen geführt haben könnten. Allerdings zeigten Untersuchungen von TEUBNER (1997), daß niedrige TN/TP-Relationen bei gleichzeitig steigenden Silikatkonzentrationen (hohes SRSi/TN-Verhältnis) in einigen Flachseen des Berliner Raums zu einer sommerlichen Massenentwicklung von *Melosira* s.l.-Arten führten. In den genannten Söllen waren diese Bedingungen zum überwiegenden Teil während der Sommerperioden gegeben. Allerdings spielen bei der Betrachtung des Diatomeenaufkommens in Seen Verluste durch

Sedimentation, die abhängig von der Tiefe der Turbulenz und der Sinkgeschwindigkeit sind (SOMMER 1994), eine nicht zu unterschätzende Rolle. Diatomeen besitzen auf Grund verkieselter Schalen hohe Zelldichten, die wiederum hohe Sinkgeschwindigkeiten bedingen. Kommt es zu längeren Stagnationsphasen des Wasserkörpers oder verringert sich die Durchmischungstiefe, sedimentieren nicht aktiv bewegliche Phytoplankter mehr oder weniger stark, so daß Selektionsvorteile für kleine bzw. eigenbewegliche Plankter gegeben sind. Die Sedimentationsverluste müssen, um den Fortbestand der Population zu sichern, durch Wachstum ausgeglichen werden. Die starke submerse Makrophytenentwicklung in den Söllen 203 und S 17F* könnte zu Beginn des Sommers zu einer Dämpfung der Durchmischung und damit zu hohen Sedimentationsverlusten der Kieselalgen, die nicht durch Wachstum ausgeglichen werden konnten, geführt haben. Auch im Soll 20* könnte das fast vollständige Fehlen der Kieselalgen hauptsächlich auf verminderte Durchmischung und somit erhöhte Sedimentationsverluste zurückzuführen sein. Das Kleingewässer liegt in einer tiefen Senke relativ windgeschützt. Dieser Effekt wird durch den das Gewässer z.T. umgebenden Gehölzgürtel noch verstärkt.

Die von vielen Autoren für eutrophe Flachseen (u.a. WOHNHAS 1987, LORENZ 1990, SPODNIIEWSKA 1979, DOKULIL 1991, PADISÁK 1991, TÄUSCHER 1981; KOHL et al. 1991; KOHL et al. 1994; NIXDORF & DENEKE 1997) und Teiche (u.a. FOTT et al. 1974, DOEGE 1994) beschriebene sommerliche Blaualgenmassenentwicklung konnte in den Söllen überwiegend nicht beobachtet werden. Nach ROTT (1984), der Seen unterschiedlicher Trophie in Tirol untersuchte, ist die Phytoplanktonzusammensetzung im Spätsommer (Grün- oder Blaualgendominanz) abhängig von der partikulären Nährstoffversorgung des Gewässers zu dieser Zeit. Ähnliche Befunde wurden von DOEGE (1994) für brandenburger Fischteiche beschrieben. Die allgemeine Aussage, daß Blaualgen bevorzugt in Gewässern mit niedrigen TN/TP-Verhältnissen auftreten, trifft für die Sölle nicht ohne weiteres zu (TILMAN et al. 1986; SOMMER et al. 1986). Lediglich im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl konnten Blaualgen regelmäßig erhöhte, aber niemals massenhafte Abundanzen im Sommer und/ oder Herbst ausbilden. Während dieser Zeit wurde in den Pfuhlen immer das niedrigste TN/TP-Verhältnis der Vegetationsperiode registriert (vgl. 3.4. und Abb. 26 A). Im Barschpfuhl entwickelten sich im Herbst vor allem die chroococcalen Cyanophyceae (besonders *Microcystis* spp., *Aphanothece* spp. und *Merismopedia* spp.) stark (vgl. 3.5.5 und Abb. 37 A-G, Abb. 38). Die TN/TP-Relationen lagen in dieser Zeit etwas unterhalb von 16 (vgl. 3.4. und Abb. 26 A). Im Klaren Pfuhl wurden Oscillatoriales (vor allem *Pseudanabaena* spp.) und Nostocales (*Aphanizomenon* spp.) regelmäßig im Sommer während der niedrigsten TN/TP-Relationen in erhöhten Abundanzen vorgefunden (vgl. 3.5.5 und Abb. 39 A-G, Abb. 40). Allerdings lagen die TN/TP-Werte immer über bzw. bei 16 (vgl. 3.4. und Abb. 26 A). Mit steigenden Nährstoffrelationen dominierten dann innerhalb der Cyanophyceae die Chroococcales (hauptsächlich *Microcystis* spp. und *Merismopedia* spp.) den Herbstaspekt. Zusammenfassend war in den beiden Söllen ein Auftreten der chroococcalen Cyanophyceae während höheren TN/TP-Verhältnissen gegenüber niedrigeren Relationen bei Dominanz der Oscillatoriales/ Nostocales festzustellen. Für die

Blaualggenentwicklung in diesen Kleingewässern scheinen nicht die absoluten TN/TP-Verhältnisse sondern die Schwankungen der beiden einzelnen Nährelemente von entscheidender Bedeutung zu sein. So führte TEUBNER (1997) als eine mögliche Ursache für die Unterschiede in der Ausprägungen von Blaualggenmassenentwicklungen in Berliner Flachseen die verschiedenartige Dynamik von TN und TP bei schwankenden TN/TP-Verhältnissen an. Im Gegensatz zu den beiden Pfuhlen führten im Soll 205 ähnliche sommerliche TN/TP-Verhältnisse (um 16) nicht zu einer Blaualggenentwicklung (vgl. 3.4. und 26 B). Die saisonale Dynamik des TN/TP-Quotienten wurde hauptsächlich durch die sich ändernden TP-Konzentrationen bedingt, die TN-Gehalte blieben dagegen auf einem mehr oder weniger ähnlichen Niveau (vgl. 3.4. und Abb. 19 E, Abb. 21 E). Für die Initialisierung der Blaualggenentwicklung scheint aber gerade eine ausgeprägte TN-Dynamik ein entscheidender Faktor zu sein (TEUBNER 1997). Neben der TN/TP-Dynamik können verschiedene andere Umweltbedingungen die Entwicklung der Cyanophyceae beeinflussen. Als Ursache für den Rückgang der Cyanophyceae im Zusammenhang mit einer Tiefenwasserableitung in einem Flachsee gab LORENZ (1990) eine Erhöhung des Lichtquotienten und somit den Wegfall der Lichtlimitation des übrigen Planktons an. Untersuchungen von SHAPIRO (1984) zeigten, daß es durch künstliche Destratifikation u.a. auch zur Aufhebung der Lichtkonkurrenz kam und außerdem zu verminderten Produktions/Respirations-Quotienten, Erhöhung der CO₂-Konzentration, Absenkung des pH-Wertes, schließlich zur CO₂-Konkurrenz und zum Dominanzwechsel von Blau- zu Grünalgen. Außerdem diskutiert SHAPIRO (1984) auf der Grundlage von Untersuchungen von LINDMARK (1979) die vermehrte Zerstörung der Blaualgen bei plötzlicher pH-Absenkung durch Cyanophage oder Bakterien. Im Soll 205 konnte das Licht ungehindert in das Freiwasser eindringen, da eine dichte Saumvegetation und *Lemna spp.*-Decken fehlten (vgl. 2.1.1.). Es kam somit in diesem Kleingewässer zu einem hohen Lichtdargebot, das in Kombination mit den genannten Faktorenkomplex die Ausbildung von hohen Blaualggenabundanzen möglicherweise verhindert.

Für das Fehlen hoher Cyanophyceae-Abundanzen in den übrigen Kleingewässern (S 203, SII/8, S 17F*, S 20*) mußten noch andere als die genannten Ursachen von Bedeutung sein, da für die Entwicklung von Blaualgen hinsichtlich der TN/TP-Verhältnisse ($\ll 16$ und hohe TN und TP-Dynamik) (vgl. 3.4. und 26 B, C) günstige Konkurrenzbedingungen vorherrschten. In diesem Zusammenhang sind Untersuchungen von JASSER (1994) über den Einfluß von *Ceratophyllum demersum* auf die Entwicklung des Phytoplanktons interessant. Er konnte nachweisen, daß *C. demersum* durch die Abgabe von allelopathischen Substanzen die Mikroalgenentwicklung dämpfte und besonders die Entwicklung der Blaualgen negativ beeinflusste. Für die im Sommer/Herbst stark durch submerse Makrophyten geprägten Sölle 17F* und S 203 könnten somit hauptsächlich allelopathische Effekte das Fehlen hoher Cyanophyceae-Abundanzen bedingt haben. Solche Effekte auf Phytoplankter wurden u.a. auch von HASLER & JONES (1949), HOGETSU et al. (1960), GOULDER (1969), STEEMANN-NIELSEN (1973), CRAWFORD (1979) und WIUM-ANDERSEN et al. 1982, BRAMMER (1979) und van VIERSEN & PRINS (1985) für verschiedene andere submerse Makrophyten nachgewiesen.

Für das Soll II/8 und S 20* waren im Sommer/Herbst dichte *Lemna* spp.-Decken, die einen Großteil der Freiwasserfläche bedeckten, typisch. Auch hier könnten allelopathische Effekte eine mögliche Ursache für die fehlende Cyanophyceae-Entwicklung sein wie Untersuchungen von STANGENBERG (1968) und WOLEK (1974) zeigten. Die Artenarmut des Solls 20 fällt deutlich gegenüber den anderen Untersuchungsgewässern auf (vgl. 3.5.1., Tab. 19). Auf Grund der häufig sehr niedrigen TN/TP-Relationen (< 5) (vgl. 3.4. und Abb. 26 C) wäre die Entwicklung insbesondere von nostocalen Blaualgen in diesem Kleingewässer zu erwarten gewesen. Ein ähnliches Ausbleiben von diazotrophen Blaualgen trotz „optimaler Bedingungen“ wurde von KOHL et al. (1994) für den Flakensee bei Berlin festgestellt und als mögliche Ursache die vergleichsweise hohen Kupferkonzentrationen in diesem Gewässer angeführt. Kupfer wird vornehmlich in erhöhten Konzentrationen in Seen mit landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet gefunden. Dieses Schwermetall kann über verschiedene Düngerarten (Klärschlämme, Mineraldünger und besonders Schweinegülle) auf landwirtschaftliche Nutzflächen gelangen und über den lateralen Transport von Sedimenten in benachbarte Oberflächengewässer eingetragen werden (KNAUER & MANDER 1990). Untersuchungen von LÜDERITZ et al. (1989) und LÜDERITZ & NICKLISCH (1989) zur Kupfertoizität ausgewählter Planktonalgen zeigten eine Wachstumshemmung von Blaualgen schon bei Kupferkonzentrationen um $0,5 \mu\text{mol l}^{-1}$. Für die Grünalge *Scenedesmus communis* [HEGEW.] dagegen trat eine Wachstumsverminderung erst ab $5 \mu\text{mol l}^{-1}$ auf. Bei verschiedenen Diatomeen lag diese Schwellenkonzentration wiederum zwischen denen von Blau- und Grünalgen. Wegen der spezifischen Empfindlichkeit von Blaualgen gegenüber geringen Kupferkonzentrationen wurden die „Kupferung“ von Seen besonders in den USA in sehr großem Umfang zur Bekämpfung von wasserblütenbildenden Blaualgen eingesetzt (u.a. FITZGERALD 1981). Durch die Lage des Soll 20* in einem stark reliefierten, landwirtschaftlich intensiv bewirtschafteten Gebiet sowie durch das hohe Erosionspotential sind Kupferkonzentrationen, die das Wachstum der verschiedenen Mikroalgen hemmen, durchaus in diesem Kleingewässer vorstellbar (vgl. 3.1.2. und Tab. 7, Tab. 8). Hinzu kommt, daß durch die relativ geringe Breite des angelegten Randstreifens (10 - 50 m) (M. FRIELINGHAUS 1996) eine verminderte Filterwirkung gegenüber Kupfereinträge zu vermuten ist (KNAUER & MANDER 1990). Außerdem konnte im Soll 20* das schon im Sediment festgelegte Kupfer unter den oft herrschenden anaeroben Bedingungen (vgl. 3.3. und Abb. 17 C) infolge der Auflösung von Mangan- und Eisenhydroxiden freigesetzt und im Freiwasser angereichert werden. Damit wäre auch durch den „internal load“ eine nachhaltige Hemmung der verschiedenen Mikroalgentaxa gegeben, die mit zur extremen Artenarmut des Untersuchungsgewässers geführt haben könnte. Die Beeinflussung der Phytoplanktonentwicklung durch erhöhte Schwermetallkonzentrationen (insbesondere Kupfer) ist sicherlich auch bei den anderen Ackersöllen nicht auszuschließen und hauptsächlich abhängig von dem Gehalt an Chelatoren (z.B. Huminstoffen, die detoxifizierend wirken) und Karbonat (Inaktivierung durch Calcitfällung) im Wasser (BESCH et al. 1984), der Struktur des Sollgürtels sowie den Gegebenheiten des Einzugsgebietes (Relief, Bodenstruktur, -bewirtschaftung) (KNAUER & MANDER 1990).

Die Chrysophyceae waren vor allem im Klaren Pfuhl und Barschpfuhl im Frühjahr und Winter in erhöhten Abundanzen vorzufinden. Viele Vertreter der Klasse sind speziell an die geringen Phosphatkonzentrationen dieser Gewässer angepaßt. Es sind zum einen Mikroalgen mit geringen Phosphatbedarf, z.B. *Dinobryon* spp. (RODHE 1948; VOLLENWEIDER 1968; SOMMER 1989), oder Formen mit einer hohen Produktionsdynamik, d.h. hohe Wachstumsraten, geringe Sedimentationsraten und hohe epilimnische Abbauraten, die für einen Verbleib des Phosphors im Pelagial sorgen (BLOESCH 1974).

Chlorophyta s.l. besiedeln die unterschiedlichsten Gewässer (HAPPEY-WOOD 1988), wobei sie in kleinen oder flachen Gewässern höherer Trophie z.T. die Mikroalgen dominieren können (REYNOLDS 1984). In den Kleingewässern waren die Chlorophyta s.l. in großer Mannigfaltigkeit und z.T. aspektbestimmend vertreten. Besonders deutlich konnte das im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl beobachtet werden. Untersuchungen von PADISÁK & G.-TÓTH (1991) am Balaton zeigten, daß die Grünalgen teilweise 50% der Gesamtartenzahl, aber nur ca. 10% der Biomasse repräsentierten. Bei den niedrigen TN/TP-Verhältnissen im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl konkurrierten Chlorophyceae erfolgreicher um Phosphor, da Silikat für die Kieselalgen der produktionsbegrenzende Faktor war (vgl. 3.4. und Abb. 23 A). Auffällig ist, daß sich diese Mikroalgen besonders in sommerlichen Situationen entwickelten, in denen eine pH-Absenkung zu verzeichnen war. Diese Befunde stimmen mit Erkenntnissen von SHAPIRO (1979) überein, der die Mechanismen, die einen Wechsel von Blau- zu Grünalgendominanz bedingen, erforschte. Die Untersuchungen zeigten, daß pH-Wertabsenkungen auf erhöhte Kohlendioxidkonzentrationen (verstärkte mikrobielle Respiration) zurückzuführen waren. Die Konkurrenz um die Ressource CO₂ entschied schließlich die Chlorophyceen für sich. Ähnliche Mechanismen, die zu einer zeitweisen Grünalgenabundanz führten, sind auch im Klaren Pfuhl und Barschpfuhl denkbar. Es ist weiterhin auffällig, daß in den Söllen mit niedrigen TN/TP-Verhältnissen die Artenzahl innerhalb der Klasse abnahm und sich vor allem Vertreter der Volvocales, die zur Eigenbewegung befähigt sind, durchsetzten (vgl. 3.5.5.). Diese Entwicklung kann ebenfalls als Anpassung an die sich ständig ändernden Umweltbedingungen in den mit der Agrarlandschaft eng verzahnten Kleingewässern gewertet werden.

4.7 Trophie-Quotient

Die vorgestellten Ergebnisse der Ermittlung des Trophie-Quotienten bedürfen aus verschiedenen Gründen einer kritischen Einschätzung. Die genaue Artdiagnose wird von NYGAARD (1959), BROOK (1965), KLOTTER (1954) und KÜMMERLIN (1990) als wichtigstes Kriterium zur exakten Einstufung und Vergleichbarkeit von Gewässern hinsichtlich der Trophie-Quotienten angesehen. Dies erfordert Spezialkenntnisse in verschiedensten taxonomischen Gruppen und kann bei Fehlbestimmungen, wie BROOK (1965) am Beispiel der Desmidiaceen-Flora Britischer Seen deutlich macht, zu Fehleinschätzungen führen. Die Anwendung der Quotienten auf Teiche ist im Vergleich zu Seen mit weitaus größeren Schwierigkeiten verbunden, was sich nach NYGAARD

(1959) in der großen Spannbreite der verschiedenen Quotienten deutlich niederschlägt. Durch die fehlende Zonierung, die geringe Wassertiefe und häufige Durchmischung der Kleingewässer ändern sich die Lebensbedingungen in viel kürzeren Zeitintervallen als in großen Gewässern. Die Forderung von BROOK (1959) in die Berechnung des Trophie-Quotienten nur Euplankter einzubeziehen wurde vom gleichen Autor einige Jahre später (BROOK 1965) im Hinblick auf Kleingewässer realistischer beurteilt, da gerade in diesem Gewässertyp die Erfassung von Tychoplanktern nicht zu verhindern ist. Das wird auch an Hand der vorgelegten Ergebnisse deutlich. Der von NYGAARD (1959) und BROOK (1965) vorgeschlagene Korrekturfaktor (sog. E:O Quotient), der die ökologisch wohlbekannten Arten mit eutropher Tendenz ins Verhältnis zu den Arten mit klarer oligotropher Tendenz setzt, erscheint theoretisch sinnvoll. In der Praxis fehlen aber für viele Arten exakte Angaben zur Autökologie, so daß die vor allem im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl gefundenen selteneren Taxa nicht berücksichtigt werden können. Die Korrektur des Trophie-Quotienten um den E:O-Wert für die Sölle wurde daher nicht vorgenommen. Auch KLOTTER (1954) schätzt die Praxisrelevanz des E:O-Quotienten aus genannten Gründen kritisch ein. Inwieweit die generelle Annahme, daß die Taxa bestimmter systematischer Gruppen spezielle Trophiepräferenzen aufweisen, realistisch ist, wurde von KLOTTER (1954) und BROOK (1965) untersucht. Beide Autoren weisen auf Ausnahmereihen hin, die aber die Aussagekraft des Trophie-Quotienten nicht wesentlich vermindern und die Grundaussagen von THUNMARK (1945) und NYGAARD (1949) bestätigen. Sind bestimmte Arten hinsichtlich ihrer Autökologie bekannt und fallen aus der Trophiepräferenz ihrer systematischen Einheit, so schlagen z.B. UHLMANN (1964) und TÄUSCHER (1981) vor, diese nicht in die Quotientenberechnungen einzubeziehen. In die Berechnung der Trophie-Quotienten der Sölle gingen alle bestimmten Mikroalgenarten ein, da keine ausgesprochenen "Ausreißer"-Arten erfaßt wurden. Inwieweit sich die Aussagen über die Trophie-Quotienten mit den anderen Ergebnissen der Untersuchungen decken, wird unter Punkt 4.11. diskutiert. BEHRE (1966) und KÜMMERLIN (1990) vertreten die Auffassung, daß die Heterogenität der einbezogenen Algengruppen und der Ausschluß aller anderen systematischen Einheiten ein: "...feineres Arbeiten nach diesem summarischen Verfahren nicht möglich ist" (zit. BEHRE 1966). Hingegen weisen andere in der Literatur beschriebene Angaben auf eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse mit den realen Verhältnissen hin (KLOTTER 1954; BROOK 1965; HÖHNE & KLOSE 1966; TÄUSCHER 1981). Es wird aber auch deutlich, daß nur eine sehr gute Kenntnis des Algenmaterials sowie limnologischer Erfahrungsschatz eine praxisrelevante Anwendung ermöglichen und rechtfertigen.

4.8 Zooplanktonstruktur

Die Struktur der Zooplanktongemeinschaft wird von verschiedenen internen und externen Faktoren bestimmt (u.a. RAVERA 1980). Dies sind auf der Ebene der Zooplankter hauptsächlich

Individuengröße, horizontale/vertikale Verteilungsmuster, Filtrier- und Geburtenrate und Ressourcenkonkurrenz. Auf den anderen trophischen Ebenen spielen vor allem die Größe und Dichte des Nahrungsdargebotes (u.a. Mikroalgen und Bakterien) sowie die qualitative und quantitative Struktur der Prädatoren eine entscheidende Rolle für die Entwicklung des Zooplanktons. Außerdem haben die Verteilungsmuster u.a. von Temperatur und Sauerstoff Einfluß auf die Zusammensetzung der Zooplankter.

In allen Kleingewässern gewannen die Protozoen im Frühjahr und Winter an Bedeutung. Besonders im Soll 20* und 17F* wurde gegenüber den anderen Kleingewässern ein reichhaltigeres Protozoenplankton vorgefunden. Die Ergebnisse stehen in Übereinstimmung u.a. mit ARNDT (1994) und MATHES (1995), die bei Untersuchungen an Seen hoher Trophie des norddeutschen Tieflandes deutlich hohe Stoffumsatzraten der Protozoen besonders in den Winter- und Frühjahrsmonaten im Vergleich zu den Metazooplanktern feststellten. Es bestand eine enge Kopplung des Protozooplanktons an das Phytoplankton. Neben den Ciliaten zeigten die großen heterotrophen Flagellaten die größte Abhängigkeit vom Trophiestatus. Innerhalb der einzelnen Gruppen der Protozoen bestehen kompliziert strukturierte Räuber-Beute-Beziehungen, die in vielfältigster Weise mit dem gesamten Nahrungsnetz im See verknüpft sind (STOECKER & CAPUZZO 1990; ARNDT 1993; SANDERS & WICKHAM 1993; JÜRGENS 1994). Neben reinen Bakterienfressern (JÜRGENS & GÜDE 1990; ROTHHAUPT 1992; ROTHHAUPT & GÜDE 1992) gibt es herbivore Formen, die direkt auf die Mikroalgen wirken (u.a. MÜLLER 1991) und omnivore bzw. carnivore Vertreter, die selbst Mesozooplankter konsumieren können (HOLLOWDAY 1979; FINLAY et al, 1987). Auf Grund der Befunde in den Söllen ist von einem hohen Anteil und Dynamik der Protozoen am gesamten Stoffumsatz auszugehen (vgl. 3.6.2). Allerdings konnte dieser nur abgeschätzt werden, da es neben methodischen Schwierigkeiten bei der Erfassung der Protozoen in den Untersuchungsgewässern (geringe Größe, extreme Empfindlichkeit gegenüber verschiedenen Bestimmungsmethoden) vor allem taxonomische Probleme gab, die eine relativ ungenaue qualitative und quantitative Erfassung dieser Gruppe ermöglichten (vgl. 3.6.2.).

Die Rotatorien stellten in allen Untersuchungsgewässern die artenreichste Gruppe der Zooplankter dar (vgl. 3.6.1. und Tab. 22). Als typische r-Strategen prägten sie die Zooplanktonstruktur der Sölle vor allem im Frühjahr und Herbst (vgl. 3.6.2.). Auf Grund ihrer kurzen Generationszeiten und hohen Wachstumsraten können die Rotatorien bei ausreichenden Nahrungsressourcen schnell hohe Populationsdichten ausbilden (GILBERT 1985). Besonders im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl begünstigen geringe TN/TP-Verhältnisse die Entwicklung von kleinen Mikroalgen und Phytoflagellaten (vgl. 3.4. und Abb. 26 A-C; 3.5.5.; 4.3.; 4.4.). In den Pfühlen kam es zu einer besonders reichhaltigen Entwicklung der Rotatorien, für die das breite Spektrum kleiner, gut ingestierbarer Algen, wie z.B. *Rhodomonas spp.*, *Tetraedron spp.*, *Tetrastrum spp.*, *Siderocelis spp.*, *Chlamydomonas spp.*, *Kephyrion spp.*, *Nephroselmis spp.* und *Chrysochromulina spp.*, eine gute Nahrungsgrundlage bildete (POURRIOT 1977). Allerdings kommen neben den Mikroalgen als Nahrungsquelle für Rotatorien auch Protozoen (ARNDT

1993; GILBERT & JACK 1993) und Bakterien (LAJR & ALI 1990; ARNDT 1993) in Frage (vgl. 4.3.). Filtrierer selektieren ihre Nahrung nach der Größe (SOMMER 1994). Die Partikelpräferenz der Rotatorien liegt zwischen 3-20 µm bzw. maximal 30 µm (WALZ 1995). Dieses Größenspektrum wird gleichfalls von den Cladoceren und herbivoren Copepoden genutzt. Durch die Überlappung der Futteransprüche kommt es einerseits zwischen den Rotatorien und den Mesozooplanktern zur Konkurrenz um die Nahrungsressourcen (BOGDAN & GILBERT 1987). Andererseits fungieren große Cladoceren gegenüber Rotatorien gleichzeitig auch als Predatoren, da sie diese auf Grund ihrer Größe auch durch Filtration konsumieren oder schädigen können (GILBERT & STEMBERGER 1985; BURNS & GILBERT 1987; GILBERT 1989). Auch in den Söllen ist sowohl die Konkurrenz zwischen den Mesozooplanktern und den Rotatorien sowie die Predation dieser Zooplankter nachweisbar. In allen Untersuchungsgewässern entwickelten sich die Rotatorien zu Beginn der Vegetationsperiode stark (vgl. 3.6.2. und Abb. 51 B-57 B). Mit zunehmender Abundanz vor allem der Cladoceren im Spätfrühling/Sommer nahm dann ihre Individuendichte durch exploitative Konkurrenz rapide ab (vgl. 3.6.2. und Abb. 51 A-57 A). VANNI (1986) konnte bei Untersuchungen an fischfreien Kleingewässern nachweisen, daß große herbivore Zooplankter die Futterressourcen monopolisieren und dadurch den kleineren Zooplanktern die Nahrungsgrundlage entziehen (vgl. 4.10). Außerdem konnte im Klaren Pfuhl (Abb. 52 A, B; Abb. 59 B), im Soll 205 (Abb. 53 A, B; Abb. 59 C), Soll 17F* (Abb. 56 A, B; Abb. 60 B) und Soll 20* (Abb. 57 A, B; Abb. 60 D) bei maximalen Chlorophyll a-Gehalten und hohen Cladocerenabundanz eine Abnahme der Rotatoriendichte nachgewiesen werden, was auf Grazing dieser kleinen Zooplankter durch die Mesozooplankter schließen läßt. Ähnliche Befunde wurden u.a. auch von KOHL et al. (1994) für einen Flachsee im Berliner Raum und von STEEN (1997) für Kleingewässer im Unteren Odertal vorgelegt.

In allen Untersuchungsgewässern kam es zumeist im Frühsommer zu erhöhten Abundanz der Cladoceren, die teilweise massenhaft auftraten so z.B. im Soll II/8 1994 *Daphnia pulex* LEYDIG em. SCOURF. (vgl. 3.6.2. und 54 A, B) oder im Soll 17F* 1996 *Chydorus sphaericus* O.F.M. (vgl. 3.6.2. und 56 A, B). Solche extrem hohen Cladocerenichten wurden häufig in Kleingewässern beobachtet u.a. von RAMMNER (1932), RAVERA (1980), GLÄSER & SCHÖNFELDER (1995) und STEEN (1997). Innerhalb der Cladocerengemeinschaft konkurrieren große und kleine Filtrierer um die Nahrungsressourcen. Die Untergrenze der freißbaren Partikel (ca. 1 µm) wird durch die Maschenweite des Filtrierapparates bestimmt (GELLERT & MÜLLER 1981; STERN 1989; LAMPERT & SOMMER 1993). Die Öffnungsweite der Mandibeln und der Carapaxspalte begrenzt wiederum die Aufnahme von großen Nahrungsbestandteilen. Für kleine Cladoceren z.B. *Ceriodaphnia* spp., *Bosmina* spp., *Chydorus* spp. liegt die Obergrenze bei ca. 20 µm, für große Cladoceren z.B. *Daphnia* spp. bei ca. 50 µm (LAMPERT & SOMMER 1993; SCHEER & KUSBER 1997). Besonders große Cladoceren können bei niedrigen Nahrungskonzentrationen schneller gegenüber kleineren Arten positives Populationswachstum erreichen, da ihre Nahrungsschwellenwerte (Assimilation = Respiration) geringer sind (GLIWICZ 1990). So traten große Cladoceren wie *Daphnia pulex* LEYDIG em. SCOURF. u.a. immer dann in erhöhten Dominanzen auf, wenn relativ langanhaltende

Chlorophyll a-Minima zu verzeichnen waren z.B. im Frühsommer 1994 im Soll II/8 (vgl. 3.6.2 und 54 A, B; 3.7. und 60 C) oder im Soll 20* (vgl. 3.6.2. und Abb. 57 A, B; 3.7. und 60 D), daß gegenüber den anderen Untersuchungsgewässern generell durch ein stark vermindertes Mikroalgenaufkommen charakterisiert war. Gelangen allerdings vermehrt große bzw. sperrige Phytoplankter in den Filtrationsapparat der großen Cladoceren können diese die Nahrungsaufnahme behindern und nur durch Unterbrechung des Filtrationsprozesses mit der Furkalkralle eliminiert werden (ARNOLD 1971; MEISE et al. 1985; LAMPERT 1987). Dabei werden auch gut freißbare Nahrungspartikel entfernt. Um die Aufnahme schlecht freißbarer Nahrungspartikel einzuschränken können große Cladoceren die Carapaxspalte verengen. Allerdings ist dies auch mit einer Verminderung der Filtrationsrate verbunden (SOMMER 1994). In solchen Fällen weisen dann die größeren Arten wesentlich höhere Nahrungsschwellenwerte auf (GILBERT & DURAND 1990; GLIWICZ & LAMPERT 1990), so daß sich die Dominanzverhältnisse zu Gunsten kleiner Cladoceren verschieben. Auch das konnte in den Söllen beobachtet werden. Im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl waren ausschließlich kleine Cladoceren in hohen Abundanzen zu finden, für die das breite Spektrum kleiner, gut ingestierbarer Algen eine gute Nahrungsgrundlage bildete. Große Mikroalgen wurden weitgehend aus der Nahrungsaufnahme ausgeschlossen, so daß sich diese relativ ungestört entwickeln konnten und zu einer Verschiebung des Algenspektrums hin zu Kolonien (z.B. *Eutetramorus* spp., *Dictyosphaerium* spp., *Kirchneriella* spp., *Oocystis* spp., *Dimorphococcus* spp., *Microcystis* spp., *Pandorina* spp., *Planktosphaeria* spp.), großen Coenobien, (z.B. *Pediastrum* spp., große *Scenedesmus*-Arten), großen, filamentösen Algen (*Aphanizomenon* spp.) und großen Einzelzellen (*Closterium* spp.) im Spätsommer führte. In diesen Pfühlen wurden außerdem als Charakterarten jeweils Phytoplankter bestimmt (BAPF *Rhizosolenia* spp.; KLPF *Pediastrum* spp.), die auf Grund ihrer Größe als schlecht freißbar einzustufen sind (vgl. 3.6.1.) und ebenfalls weitgehend aus dem Grazing der vorwiegend kleineren Zooplankter ausgeschlossen wurden. Neben der Nahrungskonkurrenz der Cladoceren untereinander kann die Verschiebung zu kleinen Cladoceren noch nachhaltiger durch den Fraßdruck vertebrater Räuber unterstützt werden (vgl. 4.9.).

Kaum von Bedeutung waren in den Söllen räuberisch lebende Cladoceren. In Seen können sie sich teilweise in hohen Abundanzen entwickeln (u.a. MOTHES & KROCKER 1986). Zu ihnen gehören Vertreter der Gattungen *Leptodora*, *Diaphanosoma* und *Bythotrephes*. MOTHES & KROCKER (1986) führten z.B. den deutlichen Rückgang der herbivoren Cladoceren im Frühsommer im Großen Müggelsee u.a. auf erhöhten Fraßdruck von *Leptodora kindtii* FOCKE zurück, die zu dieser Zeit in sehr hohen Abundanzen auftrat. Das Fehlen dieses Räubers in den Untersuchungsgewässern ist nicht erklärbar, da die Art nach FLÖSSNER (1972) auch nährstoffreiche, flache Kleingewässer besiedelt. Allerdings wurden im Klaren Pfuhl und im Soll 205 sehr geringen Abundanzen von *Diaphanosoma brachyurum* LIÉVIN. in den Sommermonaten vorgefunden (vgl. 3.6.1. und Tab. 22).

Copepoden waren in allen Söllen mehr oder weniger stark vertreten, die Cladoceren traten fast immer in verminderten Konzentrationen auf. Allerdings konnte eine Abnahme der Rotatorien, wie sie bei Dominanz der Cladoceren auftrat, bei hohen Abundanzen der Copepoden kaum beobachtet werden (vgl. 3.6.2. Abb. 51-57 A, B). Besonders die calanoiden Copepoden nehmen wie die Cladoceren durch Filtration Nahrungspartikel auf (STORCH & PFISTERER 1925), die durch die Maschenweite des Filtrierapparates sowie der Öffnungsweite der Mandibeln begrenzt wird. So ermittelten BOGDAN & NAUGHT (1975) beispielsweise für Diaptomiden eine Filtrationsbreite von Partikeln zwischen 10 µm und 50 µm. Außerdem ist ein Großteil der Copepoden in der Lage Nahrung zu ergreifen und diese mittels Chemorezeptoren zu selektieren (LOWNDES 1935; DE MOTT 1986; G-TORTH et al. 1987). Cyclopoide, die sich zumeist omnivor ernähren, nutzen diese Fähigkeit zum Ergreifen der Beutetiere (KIEFER & FREYER 1978). Dabei kommen sowohl andere Copepoden, als auch Cladoceren, Chironomidenlarven und Fischbrut als Nahrung in Frage. Da bei Dominanz der Copepoden in den Söllen Calanoide und Cyclopoide vertreten waren, können die gleichzeitig verminderten Cladocerenkonzentrationen auf Nahrungskonkurrenz und/ oder Prädation zurückzuführen sein. Auffällig ist, daß im Barschpfuhl und im Klaren Pfuhl die Copepoden regelmäßig kurzzeitig im Sommer dominierten und sie im Soll 205 hauptsächlich das Mesozooplankton bestimmten (vgl. 3.6.2., Abb. 51 A, B; Abb. 52 A, B; Abb. 53 A, B). In allen drei Kleingewässern ist die Ursache hierfür zum einen in der Qualität des Mikroalgendangebotes (vornehmlich große bzw. schlecht freßbare Algen) (vgl. 3.5.5.) und zum anderen das mögliche Vorkommen von Räubern höherer Ordnung (vgl. 4.9.) zu sehen. Da die Nahrungsaufnahme vieler Copepoden nicht ausschließlich nur von der Filtration abhängig ist, vermögen sie sich im Vergleich zu den großen Cladoceren besser während der Dominanz schlecht freßbarer Mikroalgen zu entwickeln. Untersuchungen u.a. von WALL (1987) und BURNS & XU (1990) haben z.B. gezeigt, daß Copepoden fädige Blaualgen gute als Nahrung verwerten können und auch während der massiven Entwicklung dieser Algen im See durchaus positives Populationswachstum aufwiesen (HAACKE 1993).

Innerhalb des Gewässers sind die Zooplankter ungleich verteilt. So sind sie in der Lage, bedingt durch ihre Fähigkeit zur Eigenbewegung, die Aufenthaltstiefe zu wechseln. LAMPERT & TAYLOR (1985) sehen als Ursache von Vertikalwanderungen den Fraßdruck der Konsumenten höherer Ordnung (insbesondere Fische) auf herbivore Zooplankter und die sich ändernde tages- und jahreszeitliche Verteilung der Primärproduzenten an. Hinsichtlich der Beschreibung der Zooplanktonstruktur in den Söllen spielen die genannten Prozesse eine untergeordnete Rolle (geringe Tiefe, häufige Durchmischung). Uferflucht, lokale Wasserströmung sowie zeitlich verschobene Entwicklungsrhythmen der Plankter in verschiedenen Teilen des Gewässers sehen BARTHELMES (1960) und SCHWOERBEL (1986) als Hauptgründe für eine horizontal diversifizierte Zooplanktonaufkommen- das sog. patchiness- an. Auch in den Untersuchungsgewässern konnte dieses Phänomen mehr oder weniger stark beobachtet werden. So z.B. im Soll II/8 während der Massenentwicklung von *Daphnia pulex* LEYDIG em. SCOURF. im Frühjahr 1994. Untersuchungen von BÉRZIN (1958) und MALONE & McQUEEN (1983) zeigten, daß die

Schwärme oft nur aus einer Art bestehen und die Fangergebnisse extrem differieren können. In den Söllen wurde versucht, diese Tatsache bei der Probenahme zu berücksichtigen (vgl. 2.2.1.). Allerdings sind Fehleinschätzungen der Zooplanktonstruktur auf Grund von patchiness besonders in den makrophytenreichen bzw. stark strukturierten Kleingewässern (S 17F*, S 203, BAPF & KLPF) möglich und nahezu unvermeidbar.

4.9 Wechselwirkungen zwischen Zooplankton und höheren trophischen Ebenen

Als Sekundärkonsumenten in den Söllen waren vor allem Vertreter der Invertebraten (Insekten, Insektenlarven und Wassermilben) von Bedeutung. Diese wurden teilweise auch bei der Entnahme der Planktonproben mit erfaßt, wobei besonders häufig Chaoborus-Larven in den Söllen II/8 und S 20* vorzufinden waren. Über das Vorkommen von Fischen können auf Grund fehlender Untersuchungen keine exakten Aussagen gemacht werden. Für LAMPERT (1987) und SOMMER (1994) kann bereits das Größenspektrum des Zooplanktons in Seen einen Hinweis auf die dominierenden Räuber liefern. Daraus ergeben sich für die Sölle die nachfolgenden Schlußfolgerungen. Größere planktivore Fischbestände sind im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl zu vermuten. In beiden Pfühlen wurden im Gegensatz zu den übrigen Untersuchungsgewässern vor allem Rotatorien und hauptsächlich kleine Cladoceren (BAPF: *Bosmina* spp.; KLPF: *Ceriodaphnia* spp.) vorgefunden (vgl. 3.6.1. und Tab. 22). Diese Zooplanktonstruktur ist wiederum typisch für Seen mit relativ hohem planktivoren Fischauftreten (z.B. LAMPERT 1987; IRVINE et al. 1989; DOEGE 1994), da diese selektiv die großen und mittleren Zooplankter entfernen. Dadurch kommt es in den Kleingewässern zu einer Verschiebung der Größenstruktur von großen Zooplanktern, die ohne den Fraßdruck der Räuber bei gut freißbaren Mikroalgendargebot die besseren Nahrungskonkurrenten wären, zu kleinen Filtrierern. BROOKS & DODSON (1965) formulierten dies in ihrer „Size-Efficiency-Hypothese“. Der vermutete Fischbestand im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl wurde bei einer Befragung der Landeigentümer bestätigt. Die Zooplanktonstruktur von Soll II/8 und S 20* deutet klar auf das Fehlen planktivorer Fische hin. Es wurden vor allem große Zooplankter wie *Daphnia pulex* LEYDIG em. SCOURF. und große Cyclopoide sowie erhöhte Abundanzen verschiedener Büschelmücken-Larven (pers. Mitgl. HENZE) vorgefunden. Außerdem konnten im Soll II/8 bei *Daphnia pulex* LEYDIG em. SCOURF. die, bei erhöhtem Fraßdruck von *Chaoborus* Larven auftretenden, Nackenzähne deutlich beobachtet werden. Diese Nackenzähne werden durch chemische Substanzen, die von den *Chaoborus* Larven abgegeben werden induziert (KRUEGER & DODSON 1981, HAVEL 1985) und vermindern vor allem stark den Fraßdruck auf die juvenilen Stadien dieser Daphnienart (HAVEL & DODSON 1984, RIESSEN 1994). Sowohl *Chaoborus* Larven als auch Cyclopoide bevorzugen kleinere Cladoceren (erste Wahl) als Nahrung, fressen jedoch auch mittelgroße Zooplankter (zweite Wahl) (LAMPERT 1987). Ähnliche Befunde konnten u.a. auch McQUEEN (1969), CONFER (1971), DODSON (1972) und IRVINE et al (1989) vorlegt werden.

In den verbleibenden Söllen S 205, S 203 und S 17F* zeichnete sich keine so klare Dominanz einer bestimmten Größenklasse der Zooplankter ab. Es wurden aber im Soll 203 und S 17F* vermehrt mittelgroße Cladoceren wie z.B. *Daphnia galeata galeata* SARS angetroffen. Außerdem waren invertebrate Räuber ebenfalls teilweise vertreten (pers. Mittlg. HENZE). Gemäß den Aussagen von LAMPERT (1987) könnten die gefundenen Taxa ein Indiz für Gewässer mit sehr geringem planktivoren Fischauftreten sein. Die wenigen vertebraten Räuber konzentrieren sich bevorzugt auf die großen Zooplankter und die Invertebraten fressen vor allem die kleineren Filtrierer. Die mittelgroßen Herbivoren sind nur einem relativ mäßigen Fraßdruck ausgesetzt und können sich somit vermehrt entwickeln. Das bestätigen in gleichem Maße Untersuchungen u.a. von WEGLENSKA (1979) und MOTHES & KROCKER (1986) in Seen mit verminderten planktivoren Fischauftreten. Allerdings kann auch höherer Fischbesatz nicht ausgeschlossen werden, da die starke submerse Makrophytenbesiedlung in den beiden Söllen den vorgefundenen Cladoceren zusätzlichen Schutz vor Fischfraß ermöglichen konnte (STRAŠKRABA 1961; IRVINE et al. 1989). Im Soll 205 dominierten sowohl cyclopoide Copepoden und verschiedene Insektenlarven, so daß in diesem Kleingewässer kaum von einem Fischbestand während der Untersuchungen auszugehen war. Es zeigt sich, daß auf der Grundlage der dominanten Zooplanktonstruktur in den Untersuchungsgewässern durchaus Rückschlüsse auf die Art der Konsumenten höherer Ordnung zu ziehen sind, allerdings unter sehr vereinfachten Annahmen hinsichtlich ihrer Artzusammensetzung, den Nahrungspräferenzen und der Altersstruktur der Populationen.

4.10 Nahrungskettensteuerung (top-down/ bottom-up)

Über die Steuerung von Nahrungsketten bzw. -netzen existieren verschiedenste Annahmen. So wird in der „bottom-up“ Hypothese von einer Steuerung der Struktur und Dynamik einer Lebensgemeinschaft ausschließlich über das Ressourcenangebot ausgegangen (PERSSON et al. 1988). Bei der „top-down“ Kontrolle wird die Struktur und Dynamik einer Lebensgemeinschaft durch den Einfluß der Konsumenten (Räuber) der höchsten Ordnung bestimmt, der sich kaskadenartig über die nachfolgenden trophischen Ebenen bis zu den Primärproduzenten fortpflanzt (SHAPIRO et al. 1975, 1982; SHAPIRO 1980; CARPENTER et al. 1985). McQUEEN et al. (1986) stellten wiederum in ihrem bottom-up:top-down Model heraus, daß die maximal erreichbare Biomasse jeder trophischen Ebene durch die Verfügbarkeit der Ressourcen (z.B. Licht, Nährstoffe) bestimmt, allerdings die tatsächliche Biomasse durch die Kombination von „bottom-up“ und „top-down“ Effekten im See realisiert wird. Das kann prinzipiell auch für die Sölle auf der Grundlage der vorgelegten Ergebnisse nachgewiesen werden. Generell waren in allen Untersuchungsgewässern starke bottom-up Effekte zu verzeichnen insbesondere während der Wiedervernässungsphase der Sölle zu Beginn der Untersuchungen, während dichter Lemna-Bedeckung bzw. dichter submerse Makrophytenbesiedelung im Sommer/Herbst und der Eisbedeckung im Winter 1995/96 sowie 1996/97. Als ein Indiz für einen deutlichen Einfluß der

Primärkonsumenten auf das Phytoplankton können die mehr oder weniger stark ausgeprägten Klarwasserstadien im Frühjahr/Sommer, die überwiegend mit Entwicklungsmaxima der Cladoceren und/oder der Copepoden in den Söllen korrelierten (vgl. 3.6.2.; 3.7.), angesehen werden. Das Grazing herbivorer Zooplankter kann innerhalb des Phytoplanktons u.a. die völlige Reduzierung der Biomasse und Veränderungen in der Artzusammensetzung bedingen. „Top-down“ Einflüsse der Zooplankter auf die Mikroalgen wurden von verschiedenen Autoren beschrieben (z.B. LYNCH & SHAPIRO 1981; OSGOOD 1984; VANNI 1984; LAMPERT et al. 1986; CARPENTER et al. 1987; CHRISTOFFERSEN et al. 1993). SOMMER (1994) sieht allerdings das enge Wechselverhältnis von Primärproduzenten und -konsumenten als negative Rückkopplung an (mehr Beute » mehr Räuber » höherer Fraßdruck » weniger Beute » weniger Räuber), wobei sowohl „bottom-up“ als auch „top-down“ Effekte wirksam werden. Die Intensität und Dauer der Klarwasserphase ist somit sehr stark von der sich zuvor entwickelten Struktur der Mikroalgen, d.h. eine gute bzw. schlechte Nahrungsgrundlage für die Zooplankter abhängig und beeinflusst somit auch in starkem Maße die nachfolgende Entwicklung des Planktons im See (u.a. KOHL et al. 1991; LATHROP & CARPENTER 1992; HORN & HORN 1995). Dies konnte auch in den Söllen auf vielfältigste Weise beobachtet werden.

So kam es nach dem Trockenfallen bzw. starkem Wasserverlust der Sölle Ende 1993 im Frühjahr 1994 zur Wiedervernässung der Untersuchungsgewässer zu sehr starken „bottom-up“ Effekten d.h. sehr hohe Nährstoffkonzentrationen führten zu sehr hohen Abundanzen gut ingestierbarer, kleiner Mikroalgen. Dieses ausgesprochen gut Futterdargebot führte wiederum zu einer Dominanz der Mesozooplankter und zu den ausgeprägtesten Klarwasserstadien (Chlorophyll a-Minima) in allen Söllen während der Untersuchungen (starke „top-down“ Effekte) (vgl. vgl. 3.6.2). Nach der langen Eisbedeckung im Winter 1995/96 und Frühjahr 1996 kam es wiederum in den meisten Söllen entweder zu Chlorophyll a-Minima erst im Spätsommer/Herbst (BAPF, KLPF, S 17F*, S 20*) oder zu stark verminderten Abundanzen der Mesozooplankter (S 205) und dadurch zu einem sehr schwach ausgeprägten Klarwasserstadium nach dem Eisauflauf im späten Frühjahr (vgl. vgl. 3.6.2). Ein Wechsel der Dominanzstrukturen innerhalb der Mikroalgen konnte im Barschpfuhl während der Vegetationsperiode 1995/96 beobachtet werden. Die Weichenstellung hierfür lag u.a. auch in dem veränderten „timing“ der Frühjahresentwicklung des Phyto- und Zooplanktons im Vergleich zu den anderen Vegetationsperioden. So wurden in diesem Soll im Frühjahr 1995 neben sehr frühzeitig erhöhten Wassertemperaturen und verminderten TN/TP-Verhältnissen (vgl. 4.5.) dreifach höhere Abundanzen kleiner Cladoceren (hauptsächlich *Bosmina* spp.) registriert, die nicht in der Lage waren die Mikroalgenbiomasse signifikant zu reduzieren (vgl. 3.7. und Abb. 58 A). Es kam zu einer Massenentwicklung von *Gonyostomum semen* (EHRENB.) DIESING, die die ansonsten beobachtete Mikroalgendominanzstruktur völlig überdeckte. Neben dem Fraßdruck der vertebraten Räuber (vgl. s.u. und 4.9.) stand das Auftreten kleiner Cladoceren im engen Zusammenhang mit der Phytoplanktonstruktur. So ist es vorstellbar, daß es besonders in dieser Vegetationsperiode im Barschpfuhl zu einer zusätzlich erheblichen Behinderung des Filtrationsapparates der großen Zooplankter durch das Ausschleudern der Gallertfäden aus den

Trichozysten von *Gonyostomum semen* (EHRENB.) DIESING auf Grund der mechanischen Reizung beim Grazing kommen konnte. Die kleinen Cladoceren konnten dagegen auf Grund engerer Carapaxspalten und niedrigerer Filtrationsraten die großen bzw. schlecht freißbaren Phytoplankter weitgehend ignorieren und das Nanoplankton sowie teilweise das Picoplankton (Mikroalgen und Bakterien) für ihre Ernährung nutzen. *Gonyostomum semen* (EHRENB.) DIESING und andere große Phytoplankter wurden dadurch kaum gefressen und konnten bis zur Erschöpfung der Nährstoffvorräte weiter wachsen. Normalerweise wird das Phytoplankton im regulierten Normalzustand im See vor allem durch effiziente, große Filtrierer (vgl. 4.8.) und durch die Konkurrenz der Bakterien (s.u.) um limitierende Nährstoffe unter Kontrolle gehalten. Während der Ausbildung von Wasserblüten kommt es allerdings zum Zusammenbruch dieser Kontrollmechanismen und statt dessen zu positiven Rückkopplungen (frühe, zeitliche Entwicklung von vermehrt schlecht freißbarer Algen » mehr kleinere Zooplankter » mehr bzw. massenhaft schlecht freißbare Algen) (SOMMER 1994). Die Untersuchungsergebnisse zeigten, daß im Barschpfuhl am Beginn der Vegetationsperiode 1995/96 die veränderten Umweltbedingungen ein komplexes Wirkungsgefüge bedingten und zu den veränderten Dominanzstrukturen führten. Ähnliche kausale Zusammenhänge wurden vornehmlich für die massenhaften Entwicklungen von Blaualgen in verschiedensten Seen u.a. von SOMMER (1981), GIBSON & FITZSIMONS (1982), KOHL et al. (1991), KOHL et al. (1994) abgeleitet.

„Top-down“ Einflüsse von planktivoren Fischen auf das Zooplankton wurden u.a. von HRBÁČEK (1962), BROOKS & DODSON (1965), HALL et al. (1976), LYNCH (1979), VIJVERBERG & RICHTER (1982) und CARPENTER et al. (1987) für verschiedenste Seen beschrieben und dabei Größenselektion, Artenselektion und Biomassereduktion dokumentiert. Da genaue Untersuchungen zu den Sekundärkonsumenten höherer trophischer Ebenen fehlen, kann über die „top-down“ Steuerung der Nahrungsketten in den einzelnen Untersuchungsgewässern nur ansatzweise diskutiert werden. Verschiedenste Untersuchungen haben gezeigt, daß verteilte Räuber im Vergleich zu Invertebraten eine stärkere „top-down“ Kontrolle gegenüber den nachfolgenden trophischen Ebenen ausüben können (McQUEEN 1969; NEILL & PEACOCK; CARPENTER et al. 1985; McQUEEN et al. 1986). Berücksichtigt man diese Ergebnisse bei der Abschätzung von „top-down“ Einflüssen der Konsumenten höherer Ordnung in den Söllen. So müßten im Barschpfuhl und Klaren Pfuhl, den Kleingewässern mit vermutlich hohen planktivoren Fischbeständen, die stärksten Effekte aufgetreten sein. Das wird durch das fast ausschließliche Vorkommen von kleineren Zooplanktern und dem fast völligen Fehlen von invertebraten Räubern deutlich unterstrichen (vgl. 4.8., 4.9.). Im Gegensatz dazu waren große Zooplankter (vgl. 4.8., 4.9.) und hohe Abundanzen invertebrater Räuber (mündl. Mittlg. HENZE) typisch für die Sölle S II/8, S 205 und S 20*, so daß von einem erheblich verminderten Einfluß der Konsumenten höherer Ordnung auf das Plankton ausgegangen werden muß. Dies ist auch auf Grund der zu vermutenden wenigen planktivoren Fische für die verbleibenden Sölle S 203 und S 17F* anzunehmen.

Bei der Beurteilung der Interaktionen zwischen Phyto- und Zooplankton in den Söllen ist die Bedeutung der mikrobiellen Nahrungsschleife (microbial loop) (AZAM et al. 1983) zu diskutieren. Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) wird von den Organismen im Gewässer in mehr oder weniger hohem Maße abgegeben und bildet die Nahrungsgrundlage der heterotrophen Bakterien. Durch die Bakterivorie verschiedenster Organismen wird DOC in die pelagischen Nahrungsnetze zurückgeführt. Bakterienkonsumenten sind sowohl Phytoflagellaten (PORTER 1988, NYGAARD & TOBIESEN 1993; vgl. 4.6.) als auch Protozoen (heterotrophe Nanoflagellaten, Ciliaten) (JÜRGENS & GÜDE 1990; ROTHHAUPT 1992; ROTHHAUPT & GÜDE 1992) sowie Rotatorien (POURRIOT 1977; LAJR & ALI 1990; ARNDT 1993) und Mesozooplankter (u.a. BØRSHEIM & OLSEN 1984; RIEMANN & BOSSELMANN 1984; HESSEN 1985). Für SOMMER (1994) können Bakterien nur einen signifikanten Beitrag zur Ernährung höherer trophischer Ebenen im Gewässer leisten, wenn zum einen der allochthone Eintrag von DOC den autochthonen DOC-Beitrag der Primärproduktion deutlich übersteigt oder zum anderen eine überwiegend direkte Nutzung von Bakterien durch die Mesozooplankter erfolgt. Inwieweit dies für die einzelnen Sölle zutrifft, kann nur abgeschätzt werden. Im Soll 20* dürfte der Laubeintrag die Entwicklung spezifischer Bakterienpopulationen zusätzlich fördern. So konnte im Vergleich zu den anderen Untersuchungsgewässern in diesem Soll eine sehr starke Methankonvektion beobachtet werden, durch die es u.a. zur Resuspension von an Sedimentpartikel gebundene Bakterien kam. Untersuchungen dazu liegen u.a. von NEIHOF & LOEB (1972), BUSCEMI & PUFFER (1975) und JOHNSON & COOKE (1980) vor. RUDD & HAMILTON (1978) beobachteten, daß die methanoxidierenden Bakterien sich besonders im Winter unter Eis stark im Seesediment entwickelten und dann eine bedeutende Nahrungsquelle für die filtrierenden Zooplankter zu dieser Zeit darstellten. In den Phytoplanktonproben vom Soll 20* konnten besonders in den Wintern, in denen es zur Eisbildung auf den Kleingewässern kam, Schwefelbakterien mikroskopisch nachgewiesen werden, die nach Untersuchungen von CAPPENBERG (1975), (1978) in enger Verbindung mit den methanproduzierenden Bakterien im Seesediment stehen. Untersuchungen von TAKAHASHI & ICHIMURA (1968); SOROKIN (1970) und MAZUMDER & DICKMAN (1989) belegen, daß auch Schwefelbakterien als Nahrungsquelle für verschiedene Cladoceren- und Copepodenarten genutzt werden können. Im Soll 20* wurden zu dieser Zeit neben erhöhten Chlorophyll a-Werten gleichzeitig hohe Konzentrationen der Mesozooplankter registriert. Dies weist auf die Nutzung alternativer Nahrungsressourcen wie Bakterien und/ oder Rotatorien (vgl. 4.8.) hin. Auch in den anderen Kleingewässern ist ein erhöhtes Bakterienaufkommen während der Eisbedeckung sowie nach dem Absterben der submersen Makrophyten bzw. der Lemnaceen-Gesellschaften und dem Zusammenbruch von Algenmassenentwicklungen im Zuge des verstärkten Biomasseabbaus zu vermuten, so daß in diesen Perioden mit einem verstärkten Anteil von Bakterien bei der Ernährung der Plankter zu rechnen ist.

4.11 Limnologische Gewässercharakteristik

SOMMER (1994) vertritt die Auffassung, daß Aussagen zu Grundmuster der Saisonalität in Seen nur durch wöchentliche bis zweiwöchentliche Probenahme über mehrere Jahre möglich sind. Die z.T. starke Inhomogenität der vorgelegten Daten unterstützt einerseits diese Forderung nach einem engeren Probenraster. Andererseits waren aus den hier vorgelegten Ergebnissen durchaus Entwicklungstendenzen der Planktongemeinschaft auf der Basis der monatlich gewonnenen Einzelwerte über eine Zeitspanne von drei Vegetationsperioden erkennbar (vgl. 3.5.3., 3.5.5., 3.6.2. und 3.7.). Allerdings können durch eine alleinige Betrachtung von sehr stark streuenden Einzelwerten Regelmäßigkeiten und Zusammenhänge innerhalb der Gewässer sowie der Gemeinsamkeiten und Unterschiede zwischen ihnen teilweise nicht klar herausgestellt bzw. sogar überdeckt werden (HÅKANSON & WALLIN 1991; TEUBNER 1997). Durch die Aggregation der Gewässerdaten nach verschiedenen zeitlichen Mustern (Jahreszeit, Gewässerjahreswert, Gewässerwert) sowie der Anwendung von „strukturen-entdeckenden“ statistischen Verfahren (BACKHAUS et al. 1996) war es möglich, mehrere Parameter (Variablen) miteinander zu vergleichen und die wesentliche Struktur des Datensatzes grafisch zu veranschaulichen (vgl. 3.8., Abb. 61). Die Anwendung der einfachen Hauptkomponentenanalyse stellt sehr klar die Grundzüge der limnologischen Verschiedenheit der Sölle auf einer verallgemeinernden Ebene heraus. Auf der Grundlage dieser Analyse ergab sich eine bestimmte Gruppierung der Sölle. In der ersten Gruppe repräsentiert durch den Barschpfuhl und Klarer Pfuhl sind die **"nährstoffärmeren, artenreichen Sölle"** zusammengefaßt. Sie sind charakterisiert durch hohe TN/TP Verhältnisse und die Dominanz sehr verschiedener und vor allem kleiner Planktonformen. Typisch für die **"mineralreichen Sölle mit hohem standing crop"** repräsentiert durch das Soll 205 sind hohe Leitfähigkeiten, ebenfalls hohe TN/TP Verhältnisse und z.T. sehr hohe Biomassen, die oft nur durch eine Gattung bzw. Art bestimmt werden. Die dritte Gruppe umfaßt die **"nährstoffreichen Sölle"**, die sich durch geringe TN/TP Verhältnisse und teilweise sehr hohe Konzentrationen verschiedener anorganischer Parameter (TP, TN, SRSi) von den anderen Gruppen unterscheiden.

Die Ergebnisse zeigten aber auch deutlich, daß die starke zeitliche Dynamik der untersuchten Parameter sowie das vielfältige Bedingungsgefüge innerhalb der Planktongemeinschaft der Kleingewässer in der einfachen Hauptkomponentenanalyse kaum zum Tragen kam. Dagegen ließ sich durch die Anwendung der überlagerten Hauptkomponentenanalyse die Stärke von „top-down“ Effekten auf die „bottom-up“ Steuerung der Untersuchungsgewässer ablesen und der Einfluß von „Extremereignissen“ auf die einzelnen Gewässer deutlicher herausstellen (vgl. 3.8., Abb. 62). So wurde der Hauptanteil der Datenstruktur durch den „Steuerungsfaktor“ bestimmt. Für den Charakter der „nährstoffärmeren, artenreichen Sölle“ und des „mineralreichen Solls mit hohem standing crop“ waren die biotischen Faktoren, für die andern Kleingewässer in zunehmenden Maße die abiotischen Faktoren prägend. Hinsichtlich der Jahreszeiten hatten deutlich im Frühjahr und Sommer biotische Faktoren (z.B. Grazing, Konkurrenz) stärkeres

Gewicht als in der übrigen Vegetationsperiode. Auf der zweiten Achse wurden einzelne Ereignisse (Wiedervernässung der Sölle und Eisbedeckung) herausgestellt, mit denen wiederum die Jahreszeiten, Sölle und Parametern mehr oder weniger stark verbunden waren.

Zur Identifikation der trophischen Verhältnisse in stehenden Gewässern wurden zahlreiche mehr oder weniger komplexe Modelle entwickelt. Es gibt Systeme, die einige wenige Kennwerte zur Beurteilung der Gewässer heranziehen, z.B. der Trophie-Quotient (THUNMARK 1945 & NYGAARD 1949), der Trophic State Index (CARLSON 1977) oder der Lake Condition Index (UTTORMARK & WALL 1975). Dagegen berücksichtigt z.B. der Fachbereichstandard für stehende Binnengewässer (TGL 27885/01 1982), der ganz an die Anforderungen der Wassergütebewirtschaftung und Gewässernutzung orientiert ist, einen Komplex von Merkmalen zur Beurteilung des trophischen Zustandes eines Gewässers. In diesem System werden neben der Hydrographie und dem Salzgehalt die Sauerstoff-, Nährstoff- und Bioproduktionsverhältnisse in die Trophiebewertung einbezogen.

Die trophischen Verhältnisse der untersuchten Sölle wurden unter Anwendung des Trophie-Quotient (THUNMARK 1945 & NYGAARD 1949) ermittelt (vgl. 3.5.6., Tab. 21) und mit den Ergebnissen von KALETTKA et al. (1997) verglichen (vgl. 3.8., Tab. 23), der auf der Grundlage des Fachbereichstandards für stehende Binnengewässer (TGL 27885/01 1982) die Kleingewässer bewertet hat. Schon THIENEMANN (1921) stellt fest, daß die Geschwindigkeit der Seenalterung neben dem Stoffeintrag in das System in entscheidendem Maße von der Morphologie des Seebeckens, insbesondere von der mittleren Tiefe abhängt. Flachseen, die häufig durchmischt werden, tendieren zu eutrophen Verhältnissen (KALBE 1971, LAMPERT & SOMMER 1993). Liegen nährstoffreiche Sedimente vor, kommt es in diesen Gewässern zu einer ständigen P-Nachlieferung (BERNHARDT & CLASEN 1982). Unter diesen Gesichtspunkten stellen die untersuchten Kleingewässer faktisch einen „Extremfall“ dar, so daß ein eutropher Nährstoffstatus a priori anzunehmen war. Diese Einschätzung wurde durch die beiden Trophiebewertungssysteme bestätigt. Allerdings ergaben sich in der „Feineinschätzung“ des eutrophen Zustandes Bewertungsunterschiede (vgl. 3.8., Tab. 23). Es zeigt sich, daß der Barschpfuhl (schwach eutroph), der Klare Pfuhl (eutroph), Soll 203 (eutroph) und S 20* (polytroph) in beiden Verfahren übereinstimmend beurteilt wurden. Im Gegensatz dazu differieren die Aussagen zur Trophie für das Soll II/8, S 17F* (nach TGL 27885/01: polytroph; Trophie-Quotient: eutroph) und S 205 (nach TGL 27885/01: eutroph; Trophie-Quotient: polytroph) jeweils um eine Bewertungsstufe. Die Ursachen hierfür sind vielfältigster Art und wurden für den Trophie-Quotient (THUNMARK 1945 & NYGAARD 1949) ausführlich unter Punkt 4.7. diskutiert. Es wird deutlich, daß nur eine sehr gute Kenntnis des Algenmaterials sowie limnologischer Erfahrungsschatz eine praxisrelevante Anwendung dieses Bewertungssystems ermöglichen und rechtfertigen kann, um zu sinnvollen Ergebnissen zu gelangen. Im Gegensatz dazu werden in dem Fachbereichstandard für stehende Binnengewässer (TGL 27885/01 1982) eine Vielzahl von Gewässerparametern in einfache, gemeinsame Kategorien zusammengefaßt und bewertet. Es kann dadurch relativ losgelöst vom subjektiven Erfahrungsschatz des

Bearbeiters ein umfassendes Gesamtbild der Wasserbeschaffenheit unterschiedlichster Arten von Standgewässern ermittelt werden. Zur Beurteilung u.a. der Bioproduktion finden üblicherweise nur die Werte der Hauptvegetationsphase (April-September) Berücksichtigung. Eine starre Anwendung dieses Systems auf die Sölle würde auf Grund der starken Dynamik der Umweltparameter den Charakter dieser Kleingewässer nur unzureichend erfassen und zu ungenauen Schlußfolgerungen z.B. bei der Beurteilung der Primärproduktion (winterliche Chlorophyll a-Maxima; vgl. 3.5.3.) führen. Diesem Umstand hat KALETTKA et al. (1997) teilweise bei dem, auf der Grundlage des Fachbereichsstandard für stehende Binnengewässer (TGL 27885/01 1982) entwickelten Bewertungssystem für Sölle berücksichtigt. So wurde in die Beurteilung der Primärproduktionsverhältnisse die Chlorophyll a-Konzentrationen von März bis November einbezogen. Allerdings kann die auch nur teilweise Berücksichtigung der Primärproduktion hauptsächlich als Ursache für die unterschiedliche Beurteilung der Trophie auf der Grundlage des Trophie-Quotienten und des Fachbereichsstandards für stehende Binnengewässer (TGL 27885/01 1982) angesehen werden. In den Söllen S II/8 und S 17F* war die Entwicklung des Phytoplanktons im Sommer stark durch Lemnadecken bzw. Schwebematten eingeschränkt (Lichtlimitation). KALETTKA et al. (1997) erschien auf Grund der Makrophytenkonkurrenz die Bewertung der Bioproduktion auf der Grundlage der Chlorophyll a-Wert nicht anwendbar für diese Kleingewässer, so daß die Ergebnisse der beiden Bewertungsverfahren in diesen Fällen nicht verglichen werden können. Das Soll 205 wurde sehr stark vom Phytoplankton geprägt. Es dominierten einige wenige Arten, die besonders im Winter sehr hohe Individuendichten gerade in diesem Kleingewässer ausbildeten. Der Ausschluß der winterlichen Bioproduktion kann gerade in diesem Kleingewässer mit hohem standing crop zu einer niedrigeren Trophiebewertung von KALETTKA et al. (1997) gegenüber dem Trophie-Quotienten geführt haben.

Als kritisch ist die Einbeziehung von Mittelwerten von KALETTKA et al. (1997) anzusehen (vgl. 2.3.10.), da diese nur bei normalverteilten Stichproben heranzuziehen sind. Die monatliche Probenahme und die sich schnell ändernden Bedingungen der gesamten Lebensgemeinschaft in den Kleingewässern lassen kaum Normalverteilung erwarten. Dies konnte auch an Hand der erbrachten Ergebnisse verdeutlicht werden (vgl. 2.3.10.). Die Aggregation der Einzelwerte müßte daher auf der Basis von Medianen erfolgen. Allerdings ist bei einem engeren zeitlichen Probenraster (alle zwei Wochen) die Annäherung an eine Normalverteilung und damit die Mittelwertbildung zu überprüfen. Abschließend wird deutlich, daß nur in den planktondominierten Söllen eine Beurteilung der Primärproduktion über die Chlorophyll a-Konzentration sinnvoll erscheint und dabei die gesamte Vegetationsperiode zu berücksichtigen ist. Für die Kleingewässer mit überwiegender Makrophytendominanz entwickelten KALETTKA et al. (1997) zur Bewertung der Primärproduktionsverhältnisse ein System auf der Basis von Makrophytenkombinationen.

Auf der Grundlage prognostischer Modelle für stehende Gewässer ist es möglich qualitative und quantitative Auswirkungen anthropogener Einflüsse sowie Maßnahmen zur Veränderung der Gewässerqualität abzuschätzen. Die Modelle beruhen auf empirischen Auswertungen

limnologischer Untersuchungen. Sie stellen eine starke Vereinfachung der Prozesse dar, da die Abhängigkeit der Zielgröße auf wenige gemessene Parameter reduziert wird. Von verschiedenen Autoren wurden Modelle entwickelt, die von dem Phosphatgehalt im Frühjahr nach Eisaufbruch auf die sommerliche Phytoplanktonentwicklung. Für die Sölle wurde nach dem Modell für Standgewässer des Fachbereichstandards für stehende Binnengewässer (TGL 27885/01 1982) untersucht, inwieweit die Beziehung von Start-Gesamtposphat und Sommermittelwert der Chlorophyll a-Konzentration gilt (vgl. 3.8., Abb. 63 A). Für den Barschpfuhl und Klaren Pfuhl wird deutlich, daß auf niedrigerem Trophieniveau eine Steuerung der Phytoplanktonentwicklung durch das Phosphatdargebot erfolgt. Mit zunehmender Phosphatbelastung kommt es wie im Soll 17F* zu keiner weiteren Steigerung der Primärproduktion. Die verbleibenden Sölle S 203, S II/8, S 205 und 20* folgen nicht diesem Modell. Die Chlorophyll a-Konzentrationen der Mikroalgen waren in Relation zum Phosphatgehalt auffallend gering und lag weit unter dem für hypertrophe Kleinseen und Teich angegebenen asymptotischen Mittelwert. Dies weist auf einen verminderten Einfluß der Nährstoffe als begrenzender Faktor der Phytoplanktonentwicklung hin. In allen Söllen konnten Grazing- und Sedimentationsverlusten der Mikroalgen mehr oder weniger stark auftreten (vgl. 3.7.). Als Hauptfaktor der verminderten sommerlichen Primärproduktion der Phytoplankter ist allerdings die Makrophytenkonkurrenz anzusehen (vgl. 4.5.). Die Phytoplanktonentwicklung war durch vermindertes Lichtdargebot (Lemnadecken, Beschattung durch submerse Makrophyten), allelopathische Effekte und Nährstoffkonkurrenz in seiner Entwicklung erheblich eingeschränkt. Im Soll 205 ist hauptsächlich die starke Bildung von Fadenalgenwatten zu nennen, die gleichfalls durch Licht- und Nährstoffkonkurrenz die Mikroalgenentwicklung im Freiwasser begrenzte. Das Soll 20* war besonders durch sehr hohe Phosphatgehalte im Frühjahr und Chlorophyll a-Werte, die weit unter dem sommerlichen Erwartungswert lagen, charakterisiert. In diesem Kleingewässer konnte es möglicherweise zusätzlich zu den schon genannten Limitationsfaktoren durch erhöhte Kupferkonzentrationen zu algiziden Wirkungen kommen (vgl. 4.6.) und zu einer starken Hemmung der Primärproduzentenentwicklung während der gesamten Vegetationsperiode.

Da sich die Mikroalgen in den Söllen hauptsächlich am Anfang und Ende der Vegetationsperiode vermehrt entwickelten, wurde in das Gesamtposphat/ Chlorophyll a-Modell auch die Biomasseäquivalente der übrigen Monate mitberücksichtigt (vgl. 3.8. Abb. 63 B). Die Einordnung der Sölle in das Modell zeigte lediglich für das Soll II/8 und S 205 wesentlichen Veränderungen. In diesen Söllen lag die Biomasse in Relation zu den Gesamtposphatwert über dem asymptotischen Mittelwert für Kleinseen und Teiche. Es wird deutlich, daß in diesen Söllen überproportional hohe Biomassebildung während der ansonsten in diesem Modell nicht erfaßten Vegetationsperiode erfolgte. Ursache für die Diskrepanz von Start-Gesamtposphat zu umgesetzter Biomasse sind sicherlich hauptsächlich auf eine teilweise Überbewertung der realen Bioproduktionsverhältnisse besonders im Winter unter Eis auf Grund sehr hoher Konzentrationen dieses photosynthetisch aktiven Pigments zurückzuführen (vgl. 4.4.). Zu dieser Zeit spiegeln die Chlorophyll a-Konzentrationen nicht die realen Biomasseverhältnisse in den Kleingewässern wieder.

Da in den Söllen die Entwicklung der Mikroalgen kaum durch Phosphat begrenzt wurde (vgl. 3.4. und 26 A, B) und es statt dessen zu ausgeprägter Stickstofflimitation des Phytoplanktons in einigen Untersuchungsgewässern kam, erschien die Einordnung der Sölle in das Modell von SMITH (1982) als sinnvoll (vgl. 3.8., Abb. 64). In diesem Modell fand die Abhängigkeit der Chlorophyll a-Konzentration sowohl von dem Gesamtphosphatgehalt als auch von dem Verhältnis Gesamtstickstoff/ Gesamtphosphat in den Gewässern Berücksichtigung. Mit Ausnahme von Soll 205 ordnen sich die Untersuchungsgewässer relativ gut in das Modell ein. Die Ursache für den entgegen dem Modell zu hohen Chlorophyll a-Wert von Soll 205 ist wie im vorangegangenen Abschnitt auf die Diskrepanz zwischen der Chlorophyll a- Konzentration und der realen Biomasse der Mikroalgen zurückzuführen. Für das Soll II/8 zeigte sich, daß die Einbeziehung der Gesamtstickstoffkomponente eine gute Prognose der Bioproduktionsverhältnisse möglich ist. Nicht die Nährstoffe, sondern andere Faktoren wie Makrophytenkonkurrenz (S 203 und 17F*) oder erhöhte Konzentrationen von algiziden Stoffen (S 20*) begrenzen die Mikroalgenentwicklung der anderen Sölle. Durch die Einordnung der Sölle in die Nährstoff/ Biomasse Modelle sind die stark dynamischen Prozesse der Umweltfaktoren sowie die qualitativen und quantitativen Auswirkungen anthropogener Einflüsse in den Söllen gut erkennbar. Daraus werden für die Sanierung dieser Kleingewässer Schlußfolgerungen im nachfolgenden Kapitel abgeleitet.

5 Schlußfolgerungen zum Erhalt der Sölle

Die vorgelegten Ergebnisse zeigen, daß jedes der untersuchten Sölle ganz eigene Charakterzüge aufweist, es aber darüber hinaus durchaus Gemeinsamkeiten gibt, die eine Gruppierung der Untersuchungsgewässer ermöglichte. Für KONOLD (1983) und GLANDT (1989) ist gerade die große „ökologische Individualität“ eine Besonderheit von Kleingewässern. So kann auf einen ganzen Landschaftsraum bezogen ein dichtes Netz sehr unterschiedlicher Kleingewässer ein besonders hohes Maß an Vielfalt des Biotopangebotes und damit auch potentieller Artenvielfalt ermöglichen. Die Untersuchungsgebiete in denen die Sölle liegen, sind u.a. durch eine relativ hohe Kleingewässerdichte charakterisiert (vgl. 2.1.1.; 2.1.2.) und besitzen somit ein deutliches Potential an verschiedensten Biotopausprägungen. In solchen Regionen sollte daher eine Vielfalt an Ausprägungsformen der Feuchtbiopte als wichtiges Entwicklungsziel angestrebt werden (GLANDT 1989; FRIELINGHAUS, M. 1998). Bezieht man dieses Entwicklungsziel auf die vorgelegten Ergebnisse so kann für die Untersuchungsgewässer folgendes abgeleitet werden (Tab. 24).

Die trophischen Verhältnisse der untersuchten Sölle lassen nur in sehr geringem Maße Abstufungen erkennen. Lediglich der Barschpfuhl und der Klare Pfuhl tendieren zu einem mesotrophen Gewässerzustand (vgl. 3.5.6.). In den übrigen Söllen sind eutrophe Verhältnisse (S 203), eutrophe-polytrophe Verhältnisse (S II/8, S 205; S 17F*) und polytrophe Verhältnisse (S 20*)

zu verzeichnen. Bezieht man in die Diskussion die Ergebnisse der Nährstoff/ Biomasse Modelle ein so zeigt sich, daß lediglich für den Barschpfuhl und Klaren Pfuhl Phosphat noch einen produktionsbegrenzenden Faktor darstellt (vgl. 3.8. Abb. 63 A, B; 4.11.). In diesen Kleingewässern wurde ein sehr vielfältiges Plankton vorgefunden (vgl. 3.5.1., Tab. 16, Tab. 17). Die Einbettung des Barschpfuhls in ein Forstgebiet sowie der sehr breite und reich strukturierte Vegetationsgürtel um den Klaren Pfuhl führten im Vergleich zu den übrigen Untersuchungsgewässern zu einer deutlichen Verringerung der Nährstoffeinträge (vgl. 2.1.1.). Im Sinne des o.g. Entwicklungszieles müssen diese Pufferzonen in ihrer jetzigen Ausprägung erhalten bleiben. In den anderen Untersuchungsgewässern stellt Phosphat nicht den Minimumfaktor dar. Außer für das Soll 20* wäre in den andern Kleingewässern eine Reduzierung

Tab. 24: Vorschläge zur Erhaltung, dem Schutz und der Integration der untersuchten Sölle in die Agrarlandschaft

	Maßnahme	
Kleingewässer (KG)	innerhalb des KG	im Einzugsgebiet des KG
Barschpfuhl	keine	keine
Klarer Pfuhl	keine	keine
S 203	Biomasseentzug durch Entnahme submerser Makrophyten und evtl. Schilffschnitt im Herbst	Anlage von Gewässerrandstreifen (>10 m) und Bewirtschaftung durch Biomasseentzug (Mahd, Entholzung, evtl. extensive Beweidung)
S II/8	Biomasseentzug durch evtl. Abschöpfung der Lemna-Decken im Herbst	Anlage von Gewässerrandstreifen (>10 m) und Bewirtschaftung durch Biomasseentzug (Mahd, Entholzung, evtl. extensive Beweidung)
S 205	keine	Anlage von Gewässerrandstreifen (>10 m) und Bewirtschaftung durch Biomasseentzug (Mahd, Entholzung, evtl. extensive Beweidung)
S 17F*	Biomasseentzug durch Entnahme submerser Makrophyten im Herbst	Bewirtschaftung des Gewässerrandstreifens und Biomasseentzug (Mahd, Entholzung, evtl. extensive Beweidung)
S 20*	Untersuchung der Sedimentbeschaffenheit danach I: Entnahme der obersten Sedimentschichten oder II: keine Maßnahmen	Umwidmung des Ackerlandes im Einzugsgebiet in Grünland, Mahd mgl. keine Beweidung; Bewirtschaftung des Randstreifens durch Mahd, Entholzung und Laubentnahme

der Gesamtposphatfracht durch die drastische Verminderung der externen Einträge auf Grund der Schaffung bzw. Verbreiterung von Schutzstreifen (> 10 m) sowie eventuelle Entnahme von Biomasse (z.B. abgestorbene Makrophyten, Laub, Holz im Herbst) noch am ehesten eine deutliche Trophieverminderung zu erwarten. Die dadurch veränderten Konkurrenzverhältnisse im Gewässer könnten sowohl neue Entwicklungschancen für submerse Makrophyten schaffen (vgl. 4.5.) bzw. innerhalb der Mikroalgen die Dominanzverhältnisse verändern und letztlich zu einer höheren Artendiversität im Plankton und der höheren trophischen Ebenen innerhalb und

außerhalb der Kleingewässer führen. So zeigt das Beispiel des Schleinsees im Alpenvorland, daß durch die alleinige Extensivierung von Grünland auf einem Teileinzugsgebiet mit kritischer Hanglage innerhalb kürzester Zeit (3 Jahre) eine Verringerung des Nährstoffeintrages und tiefgreifende Veränderungen im Planktongefüge des Gewässers (Rückgang der Blaualgenblüte, verbesserte Sauerstoffverhältnisse, verminderte Phosphatrücklösung aus dem Sediment und Erhöhung der Sichttiefe) zu verzeichnen waren (GÜDE et al. 1995). Allerdings gibt es weitaus Rahmenbedingungen, die zu einem stark verminderten Anbau wassererosionsverstärkender Fruchtarten (vgl. 3.1.2., Tab. 7, Tab. 8) sowie dem Rückgang der Tierbestände und damit deutlich mehr Beispiele bei denen eine alleinige Reduktion der externen Nährstoffzufuhr auf Grund der hohen internen Phosphatlast der Sedimente die Rückkehr in eine niedrigere Trophiestufe erheblich verzögerte bzw. verhinderte (BENGTSSON et al. 1975; BJÖRK et al. 1979; LORENZ 1990; KASPRZAK 1995; SCHAUMBURG 1995; BAUER et al. 1997). Für die genannten Kleingewässer sollte daher nach Anlage der Schutzstreifen und deren Bewirtschaftung interne Maßnahmen (vornehmlich Biomasseentzug durch Entkrautung und Abschöpfung der Makrophyten bzw. Schilfschnitt im Herbst) zur Verminderung der Nährstoffkonzentration durchgeführt werden. Die vorgeschlagene Maßnahmen können als ökologische Leistungen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes sowie des Kulturlandschaftsprogrammes (KULAP) des Landes Brandenburg angemessen vergütet werden und durch langfristige Verträge für den Bewirtschafter zu einem gesicherten und kalkulierbaren Anteil am Betriebseinkommen beitragen.

Für das polytrophe Soll 20* sind in erster Linie die Ursachen des sehr niedrigen Primärproduzentenauftkommens genauer zu untersuchen, da dies weitreichende Konsequenzen für das Nahrungsnetz (u.a. vermindertes Zooplanktonauftkommen vgl. 3.6.1.; 3.6.2., stark vermindertes Amphibienauftkommen, mdl. Mttl. Landbewirtschafter und KALETTKA) des Gewässers hatte und damit die Funktion dieses Solls als Lebens- und Refugialraum (HAMEL 1988) in erheblichem Maße eingeschränkt war bzw. ist. Als Hauptursache ist eine erhöhte Akkumulation von Agrochemikalien und Schwermetallen in diesem Kleingewässer, die die Entwicklung der Primärproduzenten in größerem Umfang hemmen (vgl. 4.6.), zu vermuten. Würde sich diese Vermutung bestätigen, wäre für eine Verbesserung des trophischen Zustandes des Kleingewässers in erster Linie interne Maßnahmen z.B. die teilweise Entnahme der kontaminierten Sedimentschichten zu veranlassen, um verbesserte Bedingungen für die Entwicklung der Primärproduzenten zu schaffen. Eine vermehrte Primärproduktion würde wiederum das Sauerstoffdargebot im Gewässer erhöhen, Verbesserung der Denitrifikationsbedingungen und Entwicklungsmöglichkeiten für verschiedenste Zooplankter schaffen sowie zu veränderten Konkurrenzbedingungen (z.B. Algen/ Bakterien) führen und somit auch die höheren trophischen Ebenen beeinflussen. Gleichzeitig wäre mit der Sedimententnahme aus dem Kleingewässer ein erheblicher Nährstoffentzug (insbesondere Phosphat) verbunden und es könnte somit gleichzeitig der internen Phosphatlast begegnet

werden, wie zahlreiche erfolgreiche Sanierungsbeispiele verschiedener Seen zeigten (u.a. BJÖRK 1985; HAMM 1975; STRUNTZ 1979; van der DOES et al. 1992; MOSS et al. 1986). Aus ökonomischen Gründen und der z.T. unvorhersehbaren Reaktionen des Ökosystems hat allerdings zu allererst die Sanierung des Einzugsgebietes (Verminderung der externen Nährstofffracht im Gewässer) gegenüber seeinternen Maßnahmen oberste Priorität. Auch BESCH et al. (1984) und STEHLE & WÖRNER (1990) hoben dies für die Bewertung und Durchführung möglicher Sanierungsmaßnahmen an Seen besonders hervor. Als erste Maßnahmen zur Verminderung des Nährstoffeintrages in das Flächennaturdenkmal Lietzen-Döbberiner Sölleketten und damit auch in das Soll 20* können zum einen die veränderten agrarpolitischen Rahmenbedingungen, die zu stark vermindertem Anbau wassererosionsverstärkender Fruchtarten sowie zum Rückgang der Tierbestände und damit deutlich verminderter Gülledüngung führten, gewertet werden. Zum anderen die Schaffung von 10 m breiten Schutzstreifen um alle Sölle im Rahmen einer Vertragsnaturschutzmaßnahme im Jahre 1994 in diesem Gebiet. Allerdings schätzt FRIELINGHAUS (1996) die Wirkung der Pufferzonen hinsichtlich der Nährstoffrückhaltung und Erosionsbremsung auf Grund der hohen Reliefenergie in diese Region als begrenzt ein. Dies bestätigten auch Untersuchungen von KNAUER & MANDER (1989) zur Filterwirkung verschiedener Saumbiotope um Kleingewässer in der ostholsteinischen Hügellandschaft deutlich. Außerdem zeigte sich während der Untersuchungen vor Ort, daß trotz der Anlage der Randstreifen über Abflußbahnen punktuell erosive Einträge von den Hängen in das Kleingewässer zu verzeichnen waren. Diese Tatsachen sind hinsichtlich der stark verminderten Primärproduzentenentwicklung im Soll 20* als besonders kritisch einzuschätzen, da die Untersuchungen von AUERSWALD & HAIDER (1992) deutlich eine geringe Filterung von Agrochemikalien durch schmale Gewässerrandstreifen (Grünland von 5-10 m Breite) feststellten. Sie vermuteten außerdem, daß besonders bei konzentriertem Oberflächenabfluß, die Filterleistung gegenüber solchen Stoffen noch wesentlich geringer sein dürfte. Es ist daher notwendig, die bisherigen Schutz- und Extensivierungsmaßnahmen am Soll 20* auf das Einzugsgebiet auszudehnen, um den Nährstoffeintrag (insbesondere von wachstumshemmenden Stoffen) in hohem Maße einzudämmen. Bisherige Untersuchungen von FRIELINGHAUS (1996) an einem Soll in diesem Gebiet zeigten, daß eine effektive Verminderung des Eintragspotentials nur durch die Umstellung der Einzugsfläche auf Dauergrünland möglich ist. Im Fall des Kleingewässers S 20* ist somit als entscheidende Maßnahme zur deutlichen Verminderung der externen Nährstofffracht die Umwidmung von Ackerland in Dauergrünland anzustreben.

Inwieweit die hier vorgestellten Ergebnisse und daraus abgeleiteten Vorschläge für Maßnahmen zur Verbesserung des trophischen Zustandes der Sölle in die Praxis umgesetzt werden, ist allerdings von dem regionalen und überregionalen Entwicklungszielen, die sich aus der Erarbeitung einer Konzeption zur nachhaltigen Landschaftsnutzung der Region Nordmitteleuropa ergeben, im entscheidenden Maße abhängig (vgl. 1.).

6 Zusammenfassung

Die vorgestellten Ergebnisse geben einen Überblick über die Planktonstruktur der Sölle in Beziehung zu Nährstoffdargebot, hydrologischen und physikalisch-chemischen Parametern. In Übereinstimmung mit einer Reihe von anderen Autoren (z.B. OLSCHOWSKY 1973, RINGLER 1976, HAMEL 1988, NIXDORF 1988, AMLONG 1992, KALETTKA 1996, DVWK 1998) zeigt sich, daß die untersuchten Sölle eine Fülle von Gemeinsamkeiten bzw. Besonderheiten aufweisen.

Jedes dieser Gewässer trägt eigene typische Charakterzüge. Trotz der großen Individualität lassen sich limnologisch ähnliche Kleingewässer statistisch signifikant zusammenfassen. Die Gruppe der **"nährstoffärmeren, artenreichen Sölle"** bestehend aus Barschpfuhl und Klaren Pfuhl ist durch hohe TN/TP-Verhältnisse und Dominanz der kleineren Zooplankter (Rotatorien) charakterisiert. Typisch für diese Sölle sind außerdem niedrige Nährstoffkonzentrationen, gute Sauerstoffsättigung, relativ geringe Leitfähigkeits- und Chlorophyll a-Werte und hohe Artendiversität des Phyto- und Zooplanktons. Die beiden Kleingewässer sind auf Grund ihrer Lage wesentlich geringer anthropogenen Einflüssen ausgesetzt. Der Barschpfuhl liegt in einem ausgedehnten Forstgebiet. Der Klare Pfuhl wird von einem ca. 20 m breiten, reich strukturierten Vegetationsgürtel umgeben, der ihn von der intensiv genutzten Ackerfläche trennt. An Hand der Ergebnisse dieser Gruppe wird die Bedeutung von Pufferzonen hinsichtlich der Wiederherstellung der Sölle als funktionsfähige Elemente im Landschaftsgefüge deutlich.

Für das **"mineralreiche Soll mit hohem standing crop"** (Soll 205) sind hohe Chlorophyll a- und Leitfähigkeitswerte charakteristisch. Typisch sind außerdem hohe Gesamtstickstoffkonzentrationen und geringe Phosphatgehalte. Dieses Gewässer weist über die gesamte Untersuchungsperiode gute Sauerstoffsättigungswerte auf. Im Phytoplankton dominieren wenige, stickstoffliebende bzw. mixotrophe Arten der Eugleno- und Cryptophyceae, die z.T. sehr hohe Biovolumina ausbilden. Geringe Abundanzen des Zooplanktons verdeutlichen in diesem Gewässer die untergeordnete Rolle der Primärkonsumenten bzw. einen erhöhten Fraßdruck der invertebrater Räuber. Insgesamt lassen die Ergebnisse auf hohe planktische Primärproduktionsüberschüsse und somit wenig funktionsfähige Nahrungsketten schließen. Das Gewässer wurde vor einigen Jahren entschlammt. Inwieweit diese Maßnahme zur Veränderung des Ökosystems beigetragen hat, ist auf Grund fehlender Untersuchungen vor der Sanierung schwer einzuschätzen. Da dieses Gewässer eng mit der Agrarlandschaft verzahnt ist, war ein hohes Potential von Nährstoffeintrag und -akkumulation zu erwarten. Die im Gegensatz dazu gemessenen niedrigen Phosphatgehalte lassen auf eine von KLAPPER (1992) beschriebene Verringerung der internen P-Belastung durch Freilegen von Sedimenten mit besserem Phosphatbindungsvermögen schließen. Die Schaffung eines Schutzstreifens ist anzustreben, um eine fortschreitende Nährstoffeintrag in das Soll zu verhindern.

Der größte Teil der untersuchten Sölle wird der Gruppe der **"nährstoffreichen Sölle"**, zugeordnet. Die Nährelemente Stickstoff, Phosphor und Silizium bestimmen diese Kleingewässer in charakteristischer Art und Weise. Als Gemeinsamkeiten sind die hohe Dynamik der ortho-Phosphatkonzentration und überwiegend niedrige TN/TP Verhältnisse zu nennen. Es ist ein deutlicher Zusammenhang von Sauerstoffzehrung und interner P-Freisetzung aus dem Sediment in diesen Gewässern zu erkennen. Auf Grund der sommerlichen Lemna-Bedeckung und dem daraus folgenden verminderten Lichtdargebot, ist die Phytoplanktonentwicklung hauptsächlich auf die Herbst- und Wintermonate beschränkt. Die Struktur der Mikroalgen ist durch Massenentwicklung einzelner stickstoffliebender Taxa geprägt. Auffällig ist das geringe Vorkommen, der in anderen Gewässern im Frühjahr und Herbst typischen, Diatomeen- und Chrysophyceen. Als Hauptursache ist der verstärkte Grazingdruck des Zooplanktons zu nennen, da Silikat zu dieser Zeit in ausreichender Konzentration vorlag. Verminderte Chlorophyll a-Konzentrationen korrelieren mit erhöhten Abundanzen großer Zooplankter und führten in den Söllen zu mehr oder weniger ausgeprägten Klarwasserstadien. Sedimentationsverluste besonders der Diatomeen können bei fehlender Durchmischung des Wasserkörpers ebenfalls zur Verminderung der Populationsdichte beitragen. In der Gruppe der "nährstoffreichen Gewässer" trägt jedes Soll trotz der genannten Gemeinsamkeiten individuelle Züge. Das Soll 20* ist durch geringe Sauerstoffsättigungswerte, hohes ortho-Phosphataufkommen sowie ein sehr arten- und individuenarmes Plankton gekennzeichnet. Es ist zu vermuten, daß es durch das stark reliefierte Gebiet und die intensive Bewirtschaftung des Einzugsgebietes zu einer verstärkten Akkumulation von algiziden Stoffen gekommen ist. Eventuell einzuleitende Sanierungsmaßnahmen müßten sowohl auf die konsequente Verminderung des externen als auch die Reduzierung der internen Nährstoffeinträge zielen. Ein artenreiches Cladoceren- und Rotatorienplankton sowie geringe Chlorophyll a-Konzentrationen auf Grund der ausgeprägten Konkurrenz submerser Makrophyten sind für das Soll 203 und Soll 17F charakteristisch.

Ein Vergleich der Untersuchungsgebiete zeigt, daß die Sölle des Lietzen-Döbberiner Kleingewässernetzes (S 20* und 17F*) im allgemeinen höhere Leitfähigkeiten, die durch hohe Chlorid- und Sulfatgehalte bedingt sind, aufweisen. Außerdem wurden in diesen Söllen verminderte Sauerstoffsättigungswerte gemessen. Desweiteren zeichnen sie sich im Sommer durch überwiegend niedrigere Stickstoffkonzentrationen aus. Die potentielle Gefährdung durch Wassererosion ist in diesem Gebiet auf Grund der Dominanz größerer Sölle in einem stark reliefierten Einzugsgebiet wesentlich erhöht. Ein Vergleich dieser Aussage mit den Ergebnissen des Nährstoffdargebots zeigt, daß Phosphat vor allem im Sommer in erhöhten Konzentrationen zu finden war. Die gleichzeitig geringen Sauerstoffgehalte weisen auf reduktive Phosphatrücklösung aus dem Sediment hin und können nicht direkt mit erosivem Eintrag in Verbindung gebracht werden.

In beiden Gebieten stellen die Sölle ein typisches Landschaftselement dar. Maßnahmen zur Erhaltung und dem Schutz dieser Kleingewässer sind daher empfehlenswert. Verschiedene effektive Schutzmaßnahmen können in den Gebieten gleichermaßen ohne großen Kosten- und Zeitaufwand umgesetzt werden. So z.B. die Schaffung von Pufferzonen, die Anpassung von Düngemiteleintrag und Bewirtschaftungsweise an die Heterogenität der Böden und den Entwicklungszyklus bestimmter Pflanzen- und Tierarten. Dagegen muß in besonders sensiblen Bereichen, wie z.B. die Existenz echter Sölle, Vorkommen von Rote Liste-Arten oder vermehrtes Stoffeintragspotential ein höherer Schutzstatus Vorrang vor wirtschaftlichen Interessen haben. In solchen Bereichen ist bei der Durchsetzung der Schutzmaßnahmen eine genaue Planung und kontrollierte Umsetzung in die Praxis bei entsprechenden finanziellen und wirtschaftlichen Aufwand notwendig. Da sich in den meisten Fällen eine grundlegende Veränderung der Gebietsstruktur ergibt, hat die Information und Kommunikation mit den Landbewirtschaftern und der Bevölkerung Vorrang. Nur wenn die Menschen die Bedeutung der Sölle als "Augen der Landschaft" erkennen, sind sie bereit, Veränderungen zu ihrem Schutz zu akzeptieren, zu unterstützen, selbst durchzuführen und zu vertreten.

Anhang

1. Phytoplanktontaxonomie Tafel I-VII:

Tafel I:

Abb. 1: *Dicellula planctonica* [SVIR.]

Zellen in Längsachse in der Mitte verbunden, Borsten an der Basis warzenähnlich verdickt
(KLPF-08.96)

Abb. 2 a, b: *Dimorphococcus lunatus* [A. BR.]

Zönobien mit dimorphen Einzelzellen
(KLPF-08.94; BAPF-09.95)

Abb. 3: *Franceia droescheri* [(LEMM.) G. M. SMITH]

Zelle mit zahlreichen leicht gebogenen, zur Basis verbreiterten Borsten
(BAPF-08.96)

Abb. 4 a, b: *Quadricoccus cf. laevis* [FOTT]

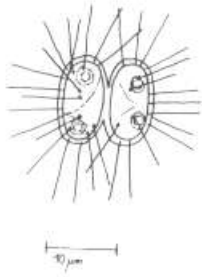
vierzellige Kolonie; Einzelzellen mit den Enden an der Mutterzellwand angeheftet
(BAPF-07.94; KLPF-06.94)

Abb. 5: *Cyclonexis erinus* [JANE]

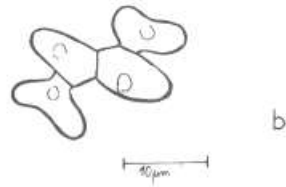
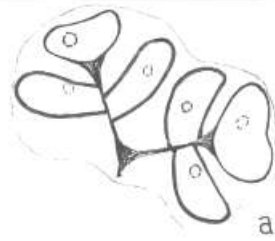
Fragment aus einer kranzförmigen Kolonie, die aus einzelnen, seitlich zusammengewachsen Zellen gebildet wird; Einzelzellen mit einem wandständigen, muldenförmigen Chromatophor

(Soll 203-01.97)

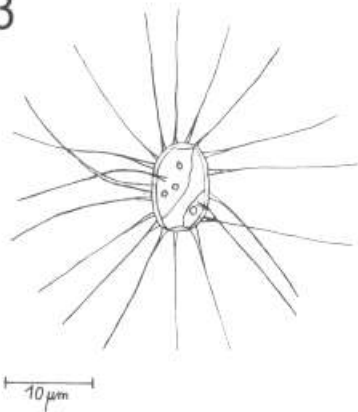
1



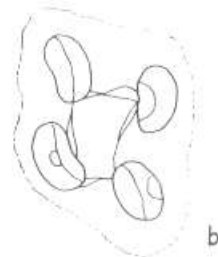
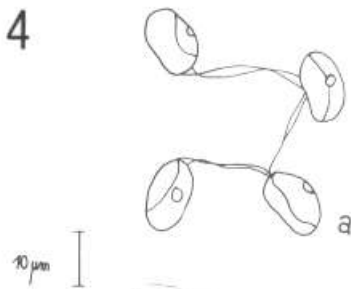
2



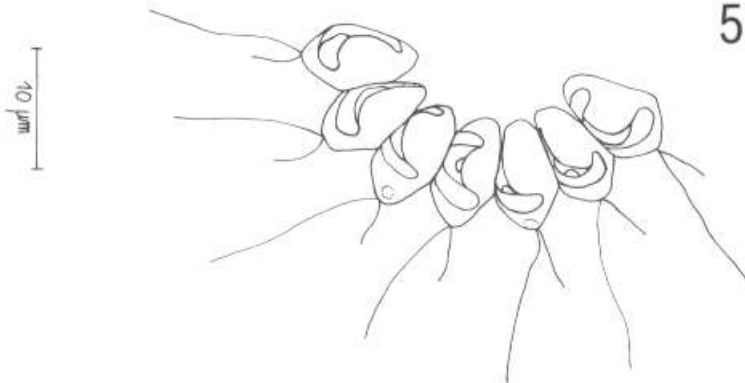
3



4



5



Tafel II:

Abb. 6 a, b: *Uroglena volvox* [EHRENB.]

Abb. 6 a: Einzelzelle mit Geißelpaar und Gallertstiel

Abb. 6 b: Zyste mit Halskragen

(BAPF-01.97)

Abb. 7 a, b: *Chrysococcus rufescens* var. *tripora* [LUND]

Abb. 7 a: Zelle mit zwei basalen Poren im Gehäuse

Abb. 7 b: Zelle Seitenansicht mit zwei basalen Poren und einer apikalen Pore

(Soll 205-12.96; Soll 205-01.97)

Abb. 8 a, b: *Kephyrion rubri-claustri* [CONRAD]

Zelle im vorderen Drittel mit wulstartiger Verdickung

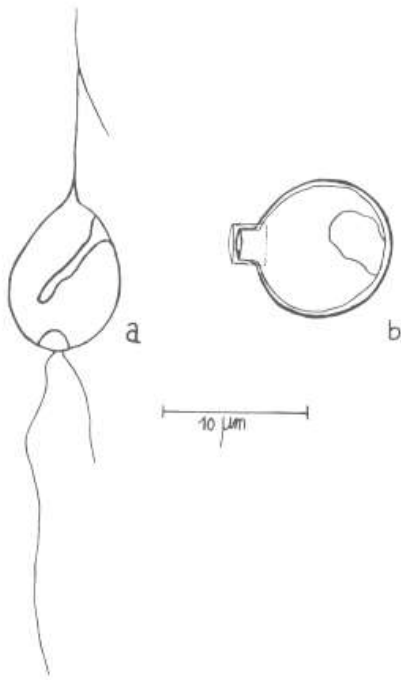
Soll 205-12.96; BAP- 03.94)

Abb. 9 a, b: *Kephyrion inconstans* [(SCHMID) BOURR.]

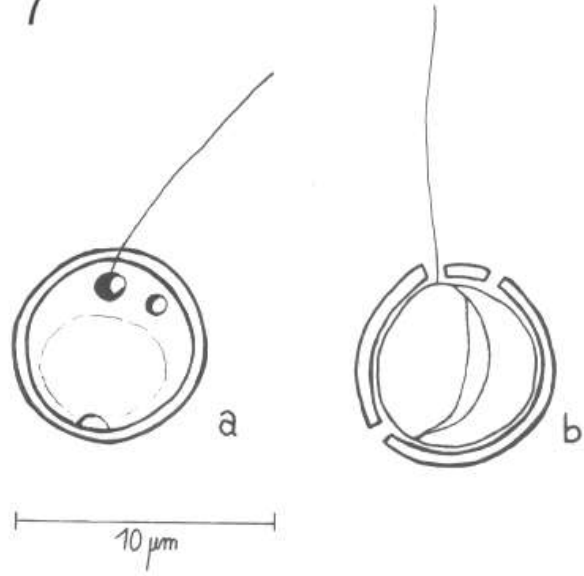
Zellgehäuse mit mehr oder weniger geschlossenem Ringleistenpaar

(KLPF-03.96)

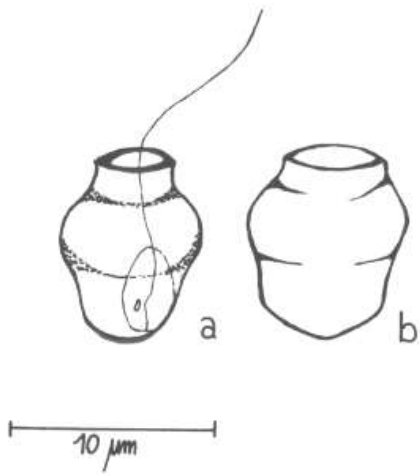
6



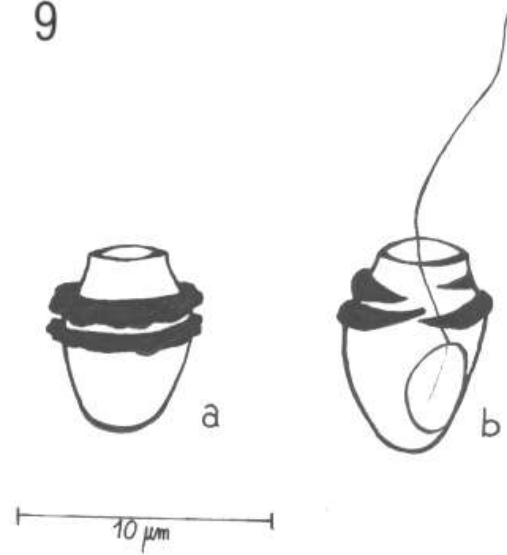
7



8



9



Tafel III:

Abb. 10 a-d: *Euglena oxyuris* [SCHMARDT]

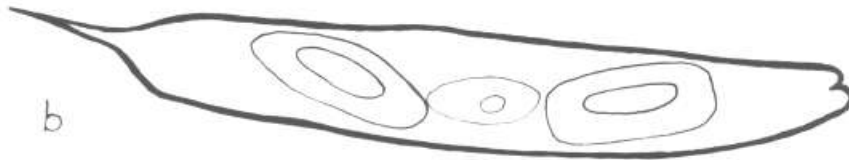
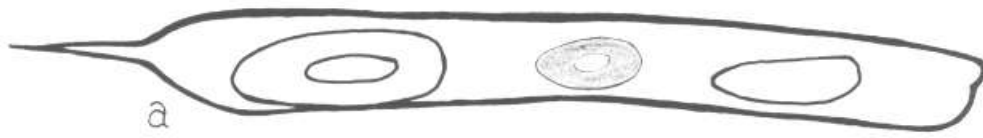
Abb. 10 a, b: *Euglena oxyuris* var. *minor* [DEFL.]

(Soll 203-05.96; Soll 205-07.96)

Abb. 10 c, d: *Euglena oxyuris* fa. *minima* nov. comb. [BOURR.]

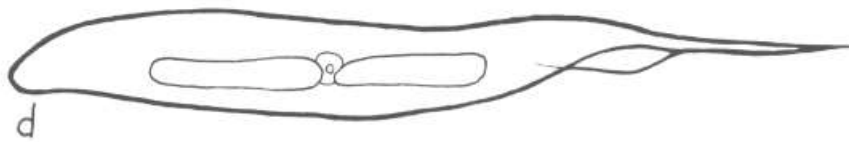
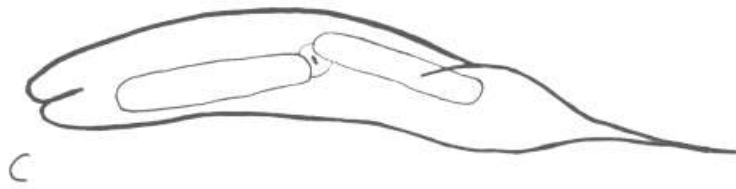
(KLPF-04.96; Soll II/8-04.96)

10



10 μm

10



10 μm

Tafel IV:

Markierung entspricht 10 µm

Abb. 11 A, B: *Brasichlamys sacculifera* [(SCHERFFEL) SKUJA]

Zönobien mit vier Zellen, die mit der Zellbasis auf einem Gallertsockel (siehe Pfeil) sitzen

Abb. 11 A: Frontalansicht

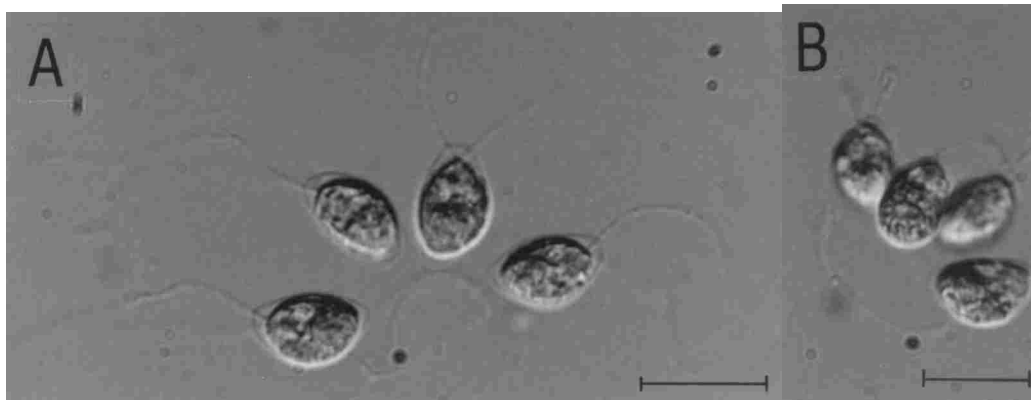
Abb. 11 B: Seitenansicht: asymmetrischen Einzellzellen, die äußere Seite ist stärker konvex als die Innere (siehe Pfeil)

(Soll 205-01.97) (DIK, Formalinfixierung)

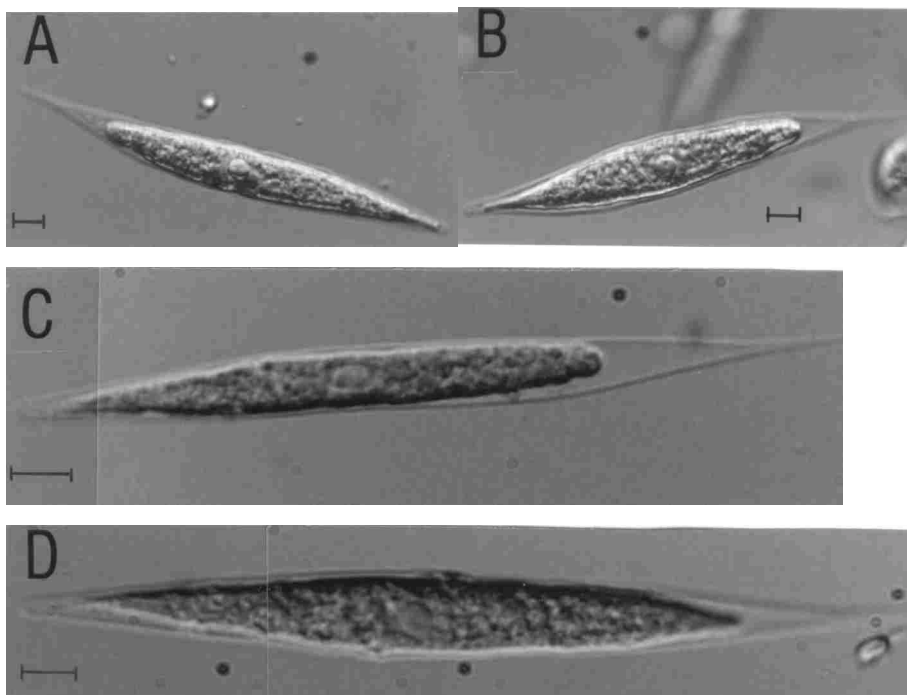
Abb. 12 A-D: *Chlorogonium maximum* [SKUJA]

(12 A, B Soll II/8-04.96; 12 C, D Soll II/8-02.96) (DIK, Formalinfixierung)

11



12



Tafel V:

Markierung entspricht 10 µm

Abb. 13: *Dicellula planctonica* [SVIR.]

Zwei Zellen an der Längsseite in der Mitte verbunden; Einzelzelle mit zwei wandständigen Chloroplasten und zwei deutlich sichtbaren Pyrenoiden (siehe Pfeil)

(KLPF-09.96) (DIK, Formalinfixierung)

Abb. 14 A-D: *Dimorphococcus lunatus* [A. BR.]

Abb. 14 A, B: Synzönobien durch verschleimte Mutterzellwandreste miteinander verbunden (siehe Pfeil) (BAPF-09.94) (Abb. 14 A: HF, Formalinfixierung; Abb. 4 B: DIK, Formalinfixierung)

Abb. 14 C: Zönobium mit deutlich dimorphen Zellen und einem Pyrenoid

(BAPF-09.94) (DIK, Formalinfixierung)

Abb. 14 D: Zönobium mit deutlich dimorphen Zellen; einzelne Zellen seitlich mit Basen durch kleine Zellwandausstülpungen und etwas schräg zum Zönobium orientiert

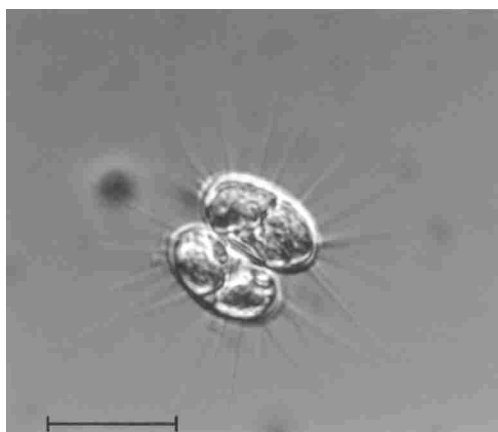
(KLPF-08.95) (PhK, Lugolfixierung)

Abb. 15 A, B: *Quadricoccus cf. laevis* [FOTT]

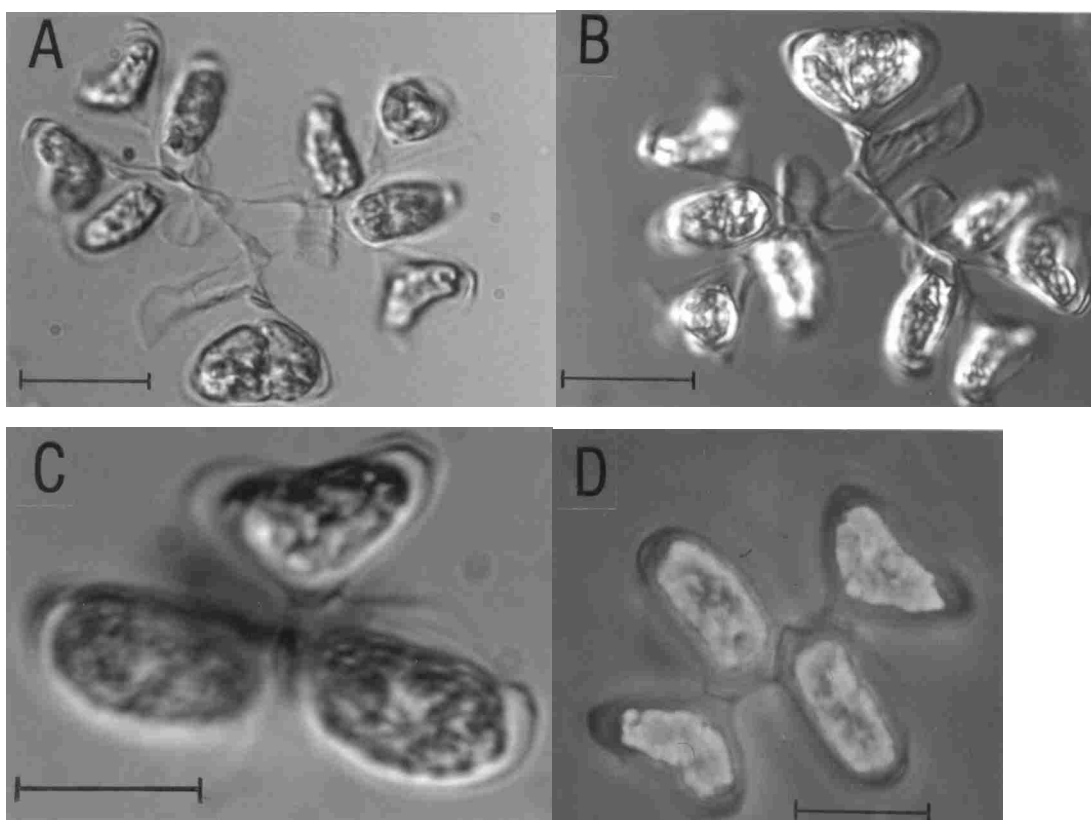
vierzellige Kolonie, deren Einzelzellen sich mit den Enden an die Mutterzellwand anheften

(KLPF-07.96) (Abb 15 A: DIK, Formalinfixierung; Abb 15 B: PhK, Formalinfixierung)

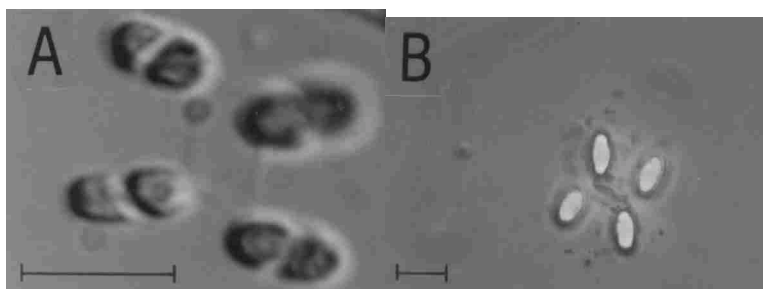
13



14



15



Tafel VI:

Markierung entspricht 10 µm

Abb. 16: *Uroglena volvox* [EHRENB.]

Zysten mit zylindrisch, kurzem Halsfortsatz
(BAPF-01.97) (DIK, Formalinfixierung)

Abb. 17 A-C: *Chrysococcus rufescens* var. *tripora* [LUND]

Abb. 17 A, B: sehr stark gefärbtes Gehäuse mit basalen Porenpaar
(Soll 205-01.97) (DIK, Formalinfixierung)

Abb. 17 C: schwach gefärbtes Gehäuse, Seitenansicht mit apikaler Pore und basalem Porenpaar (siehe Pfeil)

Abb. 18 A-C: *Kephyrion inconstans* [(SCHMID) BOURR.]

Abb. 18 A, B: Seitenansicht Gehäuse mit zwei unterbrochenen Ringleisten (siehe Pfeile)
(Soll 205-01.97) (DIK, Formalinfixierung)

Abb. 18 C: Seitenansicht Gehäuse mit geschlossenen Ringleisten (siehe Pfeil)
(KLPF-03.96) (DIK, Formalinfixierung)

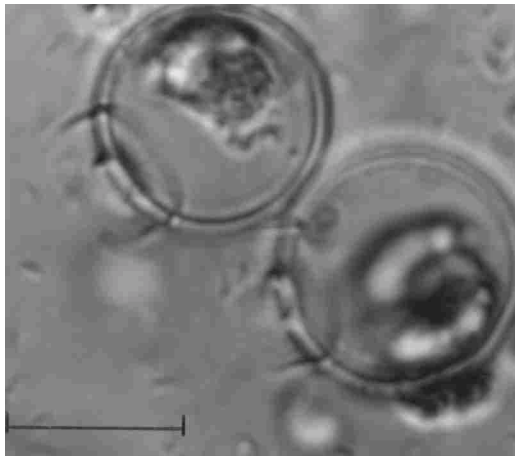
Abb. 19 A, B: *Kephyrion rubri-claustri* [CONRAD]

tonnenförmiges Gehäuse mit wulstartiger Verdickung (siehe Pfeil)
(Soll 203-02.97) (DIK, Formalinfixierung)

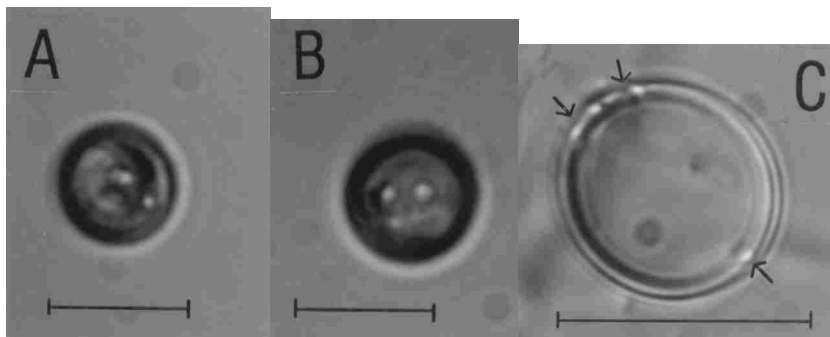
Abb. 20 A-C: *Pseudokephyrion conicum* [(SCHILLER) SCHMID]

(Soll 205-01.97) (DIK, Fomalinfixierung)

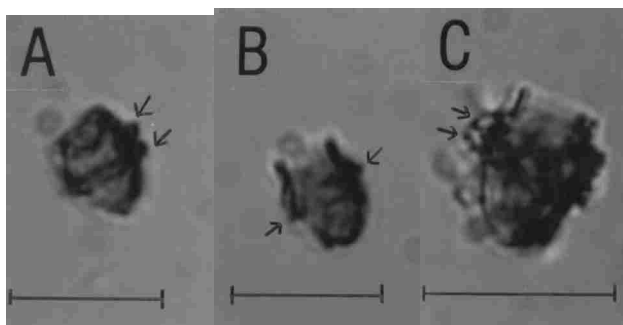
16



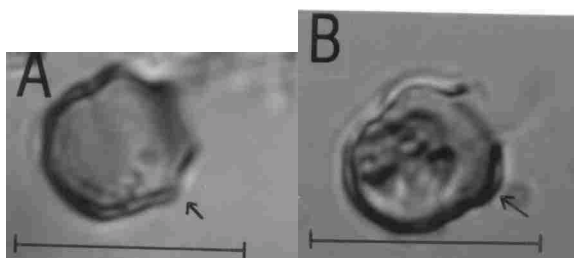
17



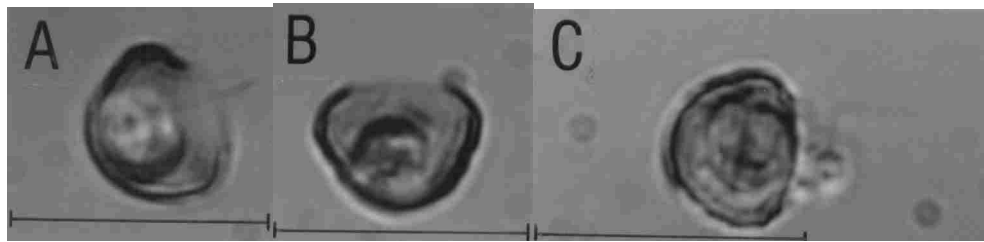
18



19



20



Tafel VII:

Markierung entspricht 10 µm

Abb. 21: *Euglena oxyuris* var. *minor* [DEFL.]

spiralige Streifung der Membran; Zellkern flankiert von je einem ringförmigen Paramylonkorn (siehe Pfeile)

(Soll II/8-06.96) (DIK, Formalinfixierung)

Abb. 22 A-C: *Euglena spathirhynchna* [SKUJA]

Abb. 22 A: länglich, spiralförmige Zelle mit hyaliner Emdspitze (siehe Pfeil)

(Soll II/8-01.96) (DIK, Formalinfixierung)

Abb. 22 B, C: Zellen stark in axialer Richtung verkürzt und Kreiselform bildend (siehe Pfeil); Hinterende der Zelle in hyaliner Spitze auslaufend (siehe Pfeil)

(Soll II/8-12.96) (PhK, Formalinfixierung)

Abb. 23 A, B: *Phacus caudatus* [HÜBNER]

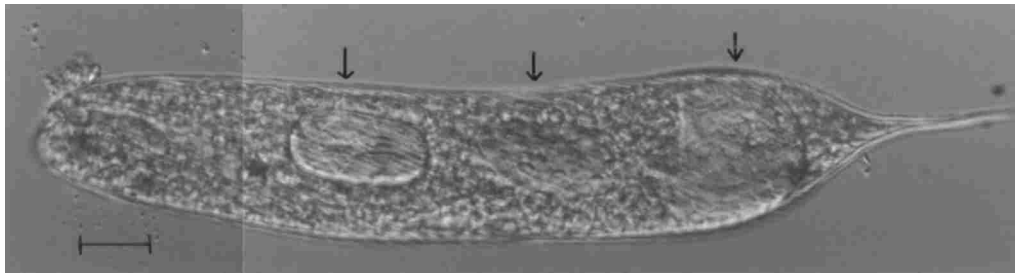
Abb. 23 A. dorsaler Kiel deutlich bis zum Hinterende der Zelle reichend

(Soll 205-01.97) (DIK, Formalinfixierung)

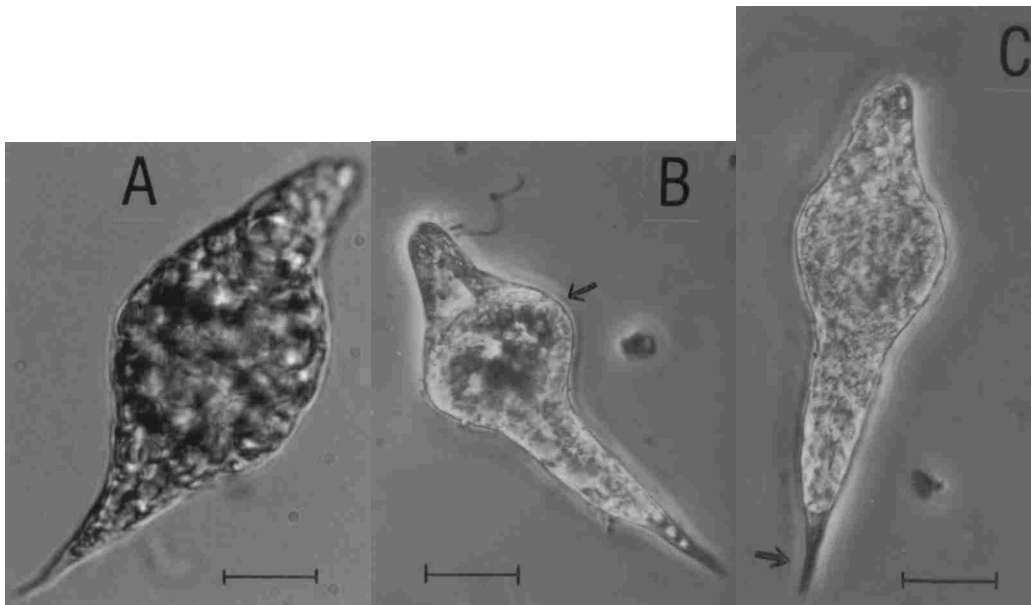
Abb. 23 B: Zelle mit zwei etwa gleich großen Paramylonkörnern

(Soll 205-01.97) (DIK, Formalinfixierung)

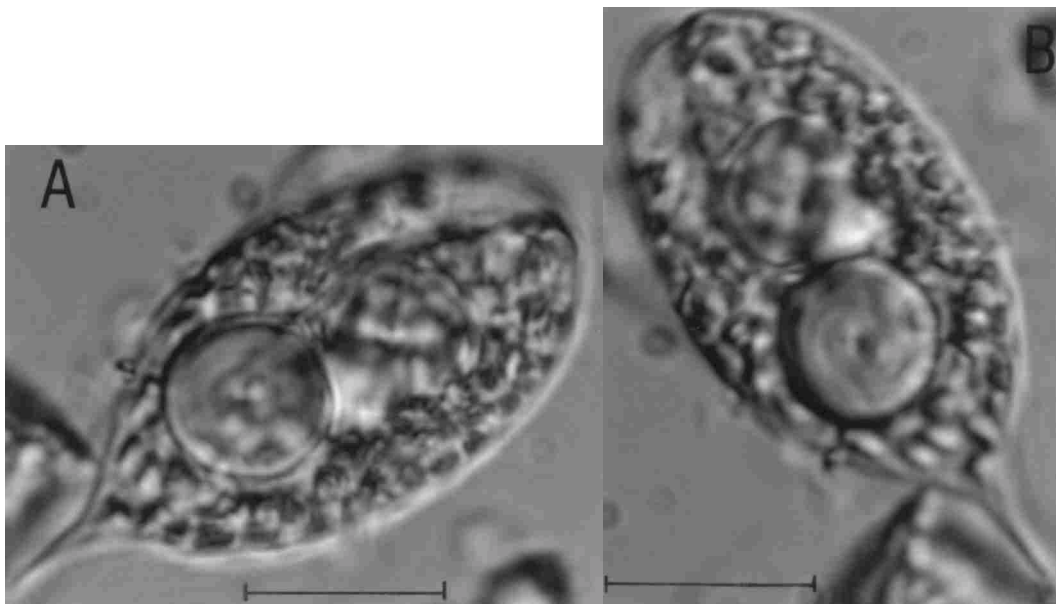
21



22



23



2. Physikalisch-chemische, hydrochemische und biologische Parameter der einzelnen Sölle (Tabelle I-VII):

Tabelle I: BAPF (Barschpfuhl)

Datum	NH ₄ -N [mg/l]	Nitrit-N [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	TN-N [mg/l]	PO ₄ -P [mg/l]	TP-P [mg/l]	Silikat [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Sulfat [mg/l]	O ₂ [%]	COND. [µS/cm]	pH	Chl. a [µg/l]	Zoo.ges. [Ind./l]
03.94	0,0000	0,0030	0,0300	0,8080	0,0220	0,0370	0,54	8,24	15,09	80	134	7,20	8,42	1586
04.94	0,0000	0,0300	0,0050	1,1570	0,0160	0,0470	0,24	8,75	16,05	86	120	7,69	7,15	152
05.94	0,0000	0,0000	0,0050	0,9950	0,0000	0,0460	0,28	8,19	15,01	85	127	8,15	17,33	670
06.94	0,0000	0,0000	0,0070	1,4220	0,0000	0,0140	0,00	9,54	16,72	57	125	7,85	0,01	15420
07.94	0,0640	0,0000	0,0060	1,4720	0,0040	0,0890	0,17	8,75	14,05	55	128	7,14	0,01	1486
08.94	0,0300	0,0140	0,0000	0,9030	0,0000	0,0610	0,17	8,57	14,77	30	126	7,12	16,64	1483
09.94	0,0000	0,0000	0,0010	1,0160	0,0000	0,0510	0,72	7,70	10,89	59	135	6,95	30,64	2850
10.94	0,2090	0,0000	0,0300	1,4100	0,0000	0,0710	0,89	7,84	13,42	47	133	6,97	27,62	2621
11.94	0,2480	0,0090	0,0890	1,5110	0,0220	0,0940	0,77	8,18	11,60	75	131	7,51	79,43	2040
12.94	0,3130	0,0110	0,1980	1,6230	0,0000	0,0510	0,58	8,62	10,10	58	132	7,28	58,90	1095
01.95	0,0541	0,0076	0,3124	1,4859	0,0000	0,0573	0,61	8,74	10,16	102	132	7,61	109,0	318
02.95	0,0000	0,0046	0,2132	1,2657	0,0000	0,0167	0,47	9,88	13,59	70	118	7,26	71,48	1414
03.95	0,0000	0,0043	0,0456	0,9793	0,0000	0,0431	0,39	8,93	9,70	98	118	7,53	20,54	1288
04.95	0,0259	0,0000	0,0635	0,7141	0,0000	0,0369	0,00	9,41	11,12	93	117	7,10	11,78	598
05.95	0,0000	0,0000	0,0000	0,9169	0,0020	0,1112	0,16	8,48	12,32	87	119	7,65	12,25	8136
06.95	0,0000	0,0000	0,0066	1,2461	0,0036	0,1357	0,00	8,58	11,71	81	122	7,36	13,99	3337
07.95	0,0296	0,0000	0,0029	0,8866	0,0000	0,1149	0,16	7,88	10,50	73	116	7,28	16,32	2593
08.95	0,0000	0,0000	0,0045	0,9550	0,0072	0,1351	0,23	7,61	11,16	78	118	7,18	18,69	3234
09.95	0,0000	0,0000	0,0088	1,8723	0,0000	0,1791	0,49	8,03	11,09	79	121	7,45	18,13	2274
10.95	0,0000	0,0000	0,0005	1,4980	0,0000	0,1639	0,83	8,81	9,59	95	123	7,61	49,99	6926
11.95	0,0000	0,0000	0,0133	1,4693	0,0052	0,1162	0,98	8,06	8,83	60	124	7,83	9,30	1180
12.95	0,0000	0,0000	0,0000	1,6169	0,0000	0,0737	1,20	9,74	7,12	76	134	7,80	20,78	1504
01.96	0,5435	0,0000	0,0120	0,8196	0,0000	0,0490	1,16	10,03	9,02	15	144	7,95	35,57	567
02.96	0,2951	0,0021	0,0000	1,2293	0,0000	0,0706	2,02	10,41	9,39	28	161	7,60	38,87	382
03.96	0,0000	0,0000	0,0197	1,0354	0,0013	0,0558	1,26	9,70	10,26	25	151	7,65	18,15	312
04.96	0,0000	0,0049	0,0086	0,7472	0,0046	0,0161	0,76	7,82	9,46	39	130	8,58	9,38	964
05.96	0,0000	0,0000	0,0081	0,6339	0,0000	0,0409	0,48	7,98	10,29	79	118	7,70	6,75	322
06.96	0,0000	0,0137	0,0007	0,7364	0,0000	0,0688	0,19	7,44	8,81	106	109	8,10	18,85	2314
07.96	0,0000	0,0000	0,0014	1,0352	0,0219	0,0799	0,51	6,43	12,14	106	109	8,74	32,24	7240
08.96	0,0000	0,0000	0,0016	1,1821	0,0000	0,1091	0,00	6,26	11,42	97	108	8,47	16,37	2157
09.96	0,0000	0,0000	0,0034	1,2812	0,0238	0,0502	0,31	7,64	8,89	70	103	7,66	47,14	1450
10.96	0,0000	0,0040	0,0005	1,2153	0,0000	0,0000	0,43	8,57	9,69	53	116	7,90	62,74	7233
11.96	0,1242	0,0000	0,0036	1,6521	0,0000	0,1001	0,26	7,29	9,59	70	115	7,80	137,2	5194
12.96	0,3417	0,0000	0,0303	1,1662	0,0000	0,0000	0,39	8,32	9,71	60	129	9,23	41,65	694
01.97	0,4737	0,0000	0,0219	1,9088	0,0000	0,0792	0,71	9,50	14,12	28	149	8,50	96,92	16948
02.97	0,3400	0,0000	0,0500	1,2400	0,0000	0,0500	0,35	7,08	7,03	33	115	7,70	17,65	972

Tabelle II: KLPF (Klarer Pfuhl)

Datum	NH4-N [mg/l]	Nitrit-N [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	TN-N [mg/l]	PO4-P [mg/l]	TP-P [mg/l]	Silikat [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Sulfat [mg/l]	O2 [%]	COND. [µS/cm]	pH	Chl. a [µg/l]	Zoo.ges [Ind./l]
03.94	0,1810	0,0090	0,3590	4,2990	0,0000	0,0850	0,76	11,07	43,47	84	205	7,66	6,68	117
04.94	0,0420	0,0080	0,2820	1,1160	0,0000	0,0390	0,18	16,89	52,14	99	334	8,99	5,67	286
05.94	0,0000	0,0000	0,0080	0,9630	0,0000	0,0370	0,00	15,71	54,19	155	281	9,71	1,53	298
06.94	0,0000	0,0000	0,0080	1,1620	0,0000	0,0800	0,10	14,88	45,44	88	302	8,10	0,01	244
07.94	0,0000	0,0000	0,0020	1,6000	0,0000	0,1210	0,21	17,39	40,85	63	340	7,46	0,02	6588
08.94	0,0300	0,0060	0,0030	1,6900	0,0330	0,1550	1,05	19,15	31,10	98	339	8,37	49,01	2839
09.94	0,0000	0,0000	0,0040	1,2200	0,0030	0,0910	0,10	17,96	31,18	110	336	8,15	37,48	571
10.94	0,0000	0,0000	0,0040	1,2660	0,0000	0,0780	0,08	17,92	38,71	118	325	9,11	17,38	1852
11.94	0,0000	0,0000	0,0070	1,1170	0,0120	0,0750	0,30	18,26	41,97	94	348	8,35	21,46	2211
12.94	0,0940	0,0090	0,0070	1,4450	0,0090	0,0850	0,09	18,27	43,27	81	356	8,07	35,90	926
01.95	0,3658	0,0070	0,1059	1,6969	0,0000	0,0589	0,00	16,85	41,10	112	365	8,07	3,62	43
02.95	0,3969	0,0088	0,1285	1,5931	0,0000	0,0118	0,39	18,37	46,20	87	338	8,12	6,77	97
03.95	0,0565	0,0061	0,0834	0,9814	0,0000	0,0426	0,00	16,47	39,35	99	325	8,74	3,22	112
04.95	0,0739	0,0000	0,0050	0,8615	0,0000	0,0582	0,13	16,81	41,02	100	378	7,80	6,59	318
05.95	0,0000	0,0000	0,0210	1,1882	0,0000	0,1391	0,31	16,18	42,59	112	310	9,29	0,95	194
06.95	0,0000	0,0000	0,0016	1,3441	0,0062	0,1589	0,40	15,96	39,81	122	314	7,76	29,57	885
07.95	0,0142	0,0000	0,0038	1,0385	0,0000	0,1531	0,00	15,08	34,98	69	314	7,68	18,53	1438
08.95	0,0366	0,0000	0,0027	1,5245	0,0205	0,1902	0,25	15,41	32,08	85	310	7,93	66,48	7233
09.95	0,0000	0,0061	0,0145	1,6468	0,0000	0,1633	0,53	16,12	34,90	80	327	8,05	0,00	4775
10.95	0,1106	0,0000	0,0285	1,6175	0,0000	0,1670	0,11	17,52	36,82	123	318	8,81	33,70	619
11.95	0,1501	0,0085	0,0689	1,4181	0,0000	0,0880	0,15	15,19	34,29	93	332	8,81	42,77	1500
12.95	0,4115	0,0076	0,0479	1,5031	0,0078	0,1221	0,37	18,55	37,58	96	373	8,00	136,00	1219
01.96	0,2562	0,0073	0,1236	1,3976	0,0000	0,0728	0,16	19,18	41,80	35	399	7,83	285,06	0
02.96	1,0094	0,0177	0,0072	2,1912	0,0049	0,1174	0,42	21,94	47,07	35	477	7,74	5,22	7544
03.96	1,0405	0,0621	0,9079	3,5653	0,2449	0,4338	2,08	16,70	33,26	20	402	7,60	10,68	698
04.96	0,0000	0,0143	0,0438	1,2190	0,0059	0,1106	0,24	9,78	20,64	104	250	7,96	30,83	282
05.96	0,0000	0,0000	0,0129	1,2307	0,0000	0,0889	0,11	15,25	34,81	99	330	7,98	31,21	8240
06.96	0,0466	0,0027	0,0029	1,0517	0,0000	0,1094	0,33	14,72	32,48	93	319	7,91	26,02	1235
07.96	0,0000	0,0018	0,0000	1,1263	0,0000	0,0951	0,48	13,22	34,68	102	321	8,14	28,53	2187
08.96	0,0000	0,0000	0,0000	1,0941	0,0000	0,0939	0,31	12,37	30,14	125	300	8,03	14,81	4898
09.96	0,0000	0,0000	0,0047	1,3273	0,0000	0,0502	0,19	13,32	27,94	85	323	8,40	20,68	1508
10.96	0,0000	0,0000	0,0079	1,3931	0,0000	0,0090	0,20	15,10	31,08	70	314	7,89	40,94	3125
11.96	0,2097	0,0058	0,0276	1,4777	0,0000	0,0756	0,08	13,63	29,45	85	312	8,22	50,44	1427
12.96	0,1009	0,0076	0,0592	1,2042	0,0000	0,0531	0,10	15,24	29,03	70	317	8,85	25,84	2322
01.97	0,5202	0,0084	0,1059	2,1118	0,0574	0,0725	0,28	18,71	37,10	66	397	7,95	33,05	1235
02.97	0,3900	0,0000	0,0000	1,0700	0,0100	0,0800	0,23	8,16	13,69	50	274	8,14	14,07	13

Tabelle III: S 203 (Soll 203)

Datum	NH4-N [mg/l]	Nitrit-N [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	TN-N [mg/l]	PO4-P [mg/l]	TP-P [mg/l]	Silikat [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Sulfat [mg/l]	O2 [%]	COND. [µS/cm]	pH	Chl. a [µg/l]	Zoo.ges [Ind./l]
03.94	0,2100	0,0480	2,5870	3,9100	0,0000	0,1720	4,02	15,05	54,51	91	515	6,09	42,68	107
04.94	0,0450	0,1060	1,9980	2,4830	0,0000	0,0360	3,97	25,68	248,81	88	661	4,20	3,51	6
05.94	0,1470	0,0000	0,0190	0,8060	0,0000	0,0290	0,43	25,34	250,56	121	621	6,40	6,12	811
06.94	0,0000	0,0000	0,0040	1,0360	0,0000	0,0770	3,00	23,73	222,27	78	601	6,15	0,02	241
07.94	0,0390	0,0020	0,0010	1,0490	0,0000	0,1530	1,97	45,13	67,80	29	588	6,38	0,00	285
08.94	0,0620	0,0120	0,0010	1,0630	0,0740	0,1900	1,39	26,66	190,67	23	599	6,60	3,16	1148
09.94	0,1960	0,0170	0,0070	1,2550	0,3490	0,6490	1,45	29,46	164,70	28	614	6,81	2,22	428
10.94	0,6630	0,0200	0,0680	2,0470	0,2470	0,4100	1,80	32,56	141,20	38	627	7,07	0,92	317
11.94	0,2900	0,0200	0,3550	1,0630	0,0450	0,1900	0,90	32,96	158,96	82	625	7,96	7,14	436
12.94	0,0000	0,0170	0,0750	1,5190	0,3460	0,1950	0,18	32,90	163,00	46	612	7,07	38,04	137
01.95	0,1141	0,0067	0,1114	1,6081	0,0108	0,1716	0,15	32,94	157,61	100	649	7,34	9,28	737
02.95	0,0868	0,0055	0,1251	1,3078	0,0183	0,1306	0,17	29,02	126,40	55	534	7,61	46,99	1419
03.95	0,0000	0,0000	0,0090	1,1476	0,0000	0,1579	0,67	29,05	126,25	94	526	7,63	63,75	6633
04.95	0,0284	0,0085	0,0027	1,2253	0,0000	0,1847	0,00	28,32	117,32	73	531	6,70	42,32	11469
05.95	0,0000	0,0000	0,0197	1,4221	0,0290	0,3665	0,40	31,09	126,11	44	538	7,28	12,52	1668
06.95	0,0000	0,0134	0,0156	1,0940	0,1119	0,2469	0,38	31,87	106,46	44	537	7,15	7,09	470
07.95	0,0248	0,0000	0,0020	0,9854	0,3206	0,3947	0,97	31,33	87,97	27	509	7,00	5,79	365
08.95	0,0000	0,0067	0,0007	1,2322	0,2645	0,8511	1,25	33,38	72,04	26	517	6,94	3,07	349
09.95	0,0000	0,0043	0,0088	1,4592	0,9422	1,3673	1,22	33,14	62,10	8	511	6,96	6,29	593
10.95	0,0000	0,0000	0,0131	1,3927	0,6957	1,2077	1,12	33,98	57,48	35	503	7,15	6,59	231
11.95	0,0682	0,0000	0,0029	1,3539	0,8662	1,1823	1,28	31,40	49,71	40	507	7,41	2,44	237
12.95	0,0000	0,0033	0,0059	1,3416	0,9797	1,5110	0,45	35,94	50,43	42	553	7,27	52,00	509
01.96	0,0932	0,0000	0,0052	1,1840	1,4477	1,7292	0,78	42,48	58,93	6	545	7,40	21,39	904
02.96	0,0000	0,0192	0,0052	3,7179	2,1466	3,0196	2,31	46,39	52,88	62	631	7,08	29,09	768
03.96	0,0000	0,0131	0,0000	3,7707	0,0825	0,4000	1,29	6,92	21,69	117	180	8,71	168,45	187
04.96	0,0000	0,0000	0,0357	1,1831	0,0695	0,2934	0,84	6,95	17,42	157	120	8,04	41,51	262
05.96	0,0000	0,0000	0,0075	1,1317	0,4051	0,8821	0,13	18,84	26,43	58	311	7,56	15,48	2896
06.96	0,0621	0,0000	0,0047	0,7436	0,6265	1,0953	0,28	17,66	19,93	48	291	7,50	4,52	681
07.96	0,0000	0,0040	0,0009	0,9571	0,7544	1,0460	0,46	16,72	19,44	33	316	7,45	7,00	1212
08.96	0,0000	0,0000	0,0009	1,1703	0,8936	1,1891	0,74	15,43	15,72	58	292	7,57	9,77	738
09.96	0,0000	0,0000	0,0034	1,1783	0,6027	1,1935	0,35	17,28	11,95	44	297	7,15	35,87	1555
10.96	0,0000	0,0000	0,0045	1,0328	0,2573	0,5156	0,30	19,12	12,77	29	296	7,64	69,89	556
11.96	0,1864	0,0021	0,0056	0,9509	0,3878	0,5258	0,24	18,57	12,31	59	295	8,04	17,65	625
12.96	0,0000	0,0000	0,0190	1,1966	0,1500	0,4482	0,16	19,91	12,53	81	299	9,48	77,01	635
01.97	0,0000	0,0119	0,0009	2,2445	0,5952	1,0333	0,38	28,02	17,43	6	431	7,91	163,85	21252
02.97	0,0600	0,0000	0,0100	1,5500	0,3600	0,9100	0,09	23,16	9,86	101	361	7,90	70,01	963

Tabelle IV: S II/8 (Soll II/8)

Datum	NH4-N [mg/l]	Nitrit-N [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	TN-N [mg/l]	PO4-P [mg/l]	TP-P [mg/l]	Silikat [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Sulfat [mg/l]	O2 [%]	COND. [µS/cm]	pH	Chl. a [µg/l]	Zoo.ges [Ind./l]
03.94	0,1060	0,1710	7,6720	4,3200	0,0000	0,2500	3,40	26,78	62,76	77	263	6,68	37,21	473
04.94	0,0900	0,0290	5,2710	5,3380	0,0000	0,0760	0,31	36,16	87,92	95	454	7,75	8,90	245
05.94	0,0000	0,0190	4,8850	2,4500	0,0000	0,0890	0,00	40,10	105,77	118	500	7,88	3,06	387
06.94	0,2890	0,0000	0,0070	1,2330	0,1800	0,4440	0,37	40,21	79,34	24	494	7,14	0,00	205
07.94	0,0630	0,0000	0,0000	2,4830	0,4960	0,5950	0,94	45,49	68,53	6	508	6,86	0,00	1701
08.94	0,0680	0,0000	0,0030	3,6870	0,6130	0,8220	1,79	54,83	52,03	27	563	6,90	5,96	1633
09.94	0,0000	0,0650	0,1880	2,1420	0,2360	0,5350	2,85	52,89	52,69	23	532	7,05	43,14	597
10.94	0,0000	0,0000	0,0080	1,3810	0,2010	0,3150	1,24	50,96	31,36	66	520	7,58	2,60	661
11.94	0,0000	0,0000	0,0080	1,3810	0,2010	0,3150	1,24	50,96	31,36	66	520	7,58	2,60	661
12.94	0,0590	0,0110	0,0000	1,4790	0,1150	0,1730	0,19	49,85	28,41	73	498	7,30	1,70	212
01.95	0,1680	0,0055	0,0106	1,8035	0,2547	0,6984	0,86	49,99	19,76	73	533	7,14	21,29	708
02.95	0,0992	0,0015	0,0050	1,1627	0,0000	0,3856	1,33	28,44	26,03	54	307	7,15	44,52	318
03.95	0,0874	0,0000	0,0090	1,0739	0,0196	0,1273	0,85	34,53	34,43	100	355	8,12	19,78	432
04.95	0,1775	0,0000	0,0054	1,0972	0,0000	0,1267	0,00	42,10	47,50	89	428	7,40	29,67	1305
05.95	0,0000	0,0000	0,0235	1,2758	0,1363	0,2733	0,39	47,30	58,95	55	468	7,41	8,30	501
06.95	0,0000	0,0033	0,0016	1,6616	0,4530	0,7557	1,51	48,41	46,27	1	472	6,94	14,26	241
07.95	0,0296	0,0000	0,0079	1,2606	0,3010	0,4536	1,27	45,87	34,61	11	438	7,06	8,67	3083
08.95	0,0000	0,0033	0,0027	1,6385	0,2645	0,4620	0,59	48,65	26,58	14	459	6,96	18,27	1367
09.95	0,2014	0,0000	0,0131	1,8597	0,1034	0,3507	0,44	50,48	29,02	13	488	7,29	44,63	2556
10.95	0,5135	0,0037	0,0000	1,9570	0,0033	0,1747	0,17	48,52	27,91	46	476	7,45	4,18	191
11.95	0,2983	0,0000	0,0014	2,6329	0,0130	0,2516	0,58	46,53	34,12	65	469	7,75	165,56	121
12.95	0,6468	0,0033	0,0018	9,4854	0,0137	0,7464	1,39	60,15	46,13	7	559	7,05	453,72	4316
01.96	1,7471	0,0024	0,0086	3,9077	0,0000	1,2505	2,00	76,84	45,24	6	745	7,50	555,47	190
02.96	2,3139	0,0219	0,0000	4,7230	0,0160	1,0736	4,26	171,01	64,40	7	1401	6,94	372,53	579
03.96	6,0178	0,0411	0,0854	5,5014	1,0270	1,6873	3,24	15,66	52,35	9	412	7,25	11,02	100
04.96	0,9007	0,0000	0,0427	3,6080	0,0978	0,7135	1,79	11,85	30,42	32	218	8,80	174,48	136
05.96	0,0000	0,0108	0,0025	2,3235	0,1096	0,4722	1,38	15,41	25,08	75	248	8,01	105,72	1583
06.96	0,2485	0,0000	0,0020	1,4660	0,3131	0,7805	0,26	14,76	15,36	15	236	7,15	8,04	369
07.96	0,5047	0,0000	0,0023	2,1536	0,3646	0,7266	0,31	14,45	15,97	17	260	7,43	10,89	224
08.96	0,0000	0,0000	0,0011	1,5920	0,1174	0,7207	0,52	10,67	12,43	15	212	7,04	8,59	674
09.96	0,0000	0,0000	0,0041	1,9950	0,1246	0,7919	0,48	13,27	8,39	21	224	6,96	80,48	2830
10.96	0,0000	0,0000	0,0009	1,5695	0,0029	0,2508	1,07	15,16	11,83	26	215	7,65	30,19	2315
11.96	0,3844	0,0000	0,0000	2,5665	0,0887	0,6572	1,36	13,75	14,06	72	218	8,29	278,91	5214
12.96	0,0000	0,0000	0,0167	2,1550	0,0085	0,4108	1,62	14,78	13,31	75	237	8,31	194,02	40410

Tabelle V: S 205 (Soll 205):

Datum	NH4-N [mg/l]	Nitrit-N [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	TN-N [mg/l]	PO4-P [mg/l]	TP-P [mg/l]	Silikat [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Sulfat [mg/l]	O2 [%]	COND. [µS/cm]	pH	Chl.a [µg/l]	Zoo.ges. [Ind./l]
03.94	0,4660	0,1190	7,2270	8,7100	0,0180	0,6800	2,68	47,07	152,41	197	657	8,92	539,89	3969
04.94	0,2020	0,1070	13,776	9,7100	0,0000	0,4330	0,18	98,33	399,73	169	1282	9,28	305,75	204
05.94	0,3330	0,1320	9,9320	9,2800	0,0000	0,1760	0,47	93,25	403,31	74	1226	7,72	3,80	1563
06.94	0,3890	0,1940	3,5990	5,1960	0,0120	0,2420	0,00	94,17	387,44	73	1238	7,55	0,00	585
07.94	0,0700	0,0040	0,0090	1,6680	0,0000	0,1310	0,19	98,26	401,13	163	1117	8,81	0,00	416
08.94	0,0300	0,0110	0,0080	1,4830	0,0710	0,1090	0,56	110,65	409,99	46	1200	7,49	8,94	358
09.94	0,0000	0,0120	0,0020	1,1290	0,0160	0,0860	0,92	108,96	392,89	38	1247	7,30	39,55	1570
10.94	0,0000	0,0090	0,0320	1,5010	0,0320	0,0700	0,01	96,31	342,02	84	1255	7,86	72,06	1043
11.94	0,0000	0,0070	0,0090	1,4920	0,0000	0,0910	0,10	107,71	377,74	75	1256	7,92	35,70	2294
12.94	0,0590	0,0120	0,3110	1,7760	0,0000	0,0720	0,25	107,95	395,58	94	1254	7,98	53,53	112
01.95	0,0000	0,0018	0,0479	1,4038	0,0170	0,0490	0,16	101,54	357,77	138	1312	8,24	16,26	84
02.95	0,0630	0,0067	0,1868	1,4950	0,0000	0,0435	1,05	97,30	343,75	46	1187	8,10	17,97	377
03.95	0,0643	0,0061	0,7884	1,6464	0,0000	0,0802	0,19	102,08	343,39	89	1202	8,11	13,56	301
04.95	0,0998	0,0207	0,6406	1,7431	0,0000	0,0781	0,00	100,01	396,15	96	1211	7,50	19,62	375
05.95	0,0000	0,0113	0,1617	1,3162	0,0000	0,1131	0,24	102,07	382,70	110	1197	8,52	4,77	448
06.95	0,0000	0,0033	0,0185	1,1700	0,0000	0,1484	0,18	104,23	357,52	83	1186	7,74	13,62	874
07.95	0,0000	0,0061	0,0014	1,2227	0,0365	0,1419	0,20	103,85	354,16	57	1126	7,66	20,75	1640
08.95	0,0197	0,0076	0,0145	1,4639	0,0000	0,1902	0,59	101,41	312,86	74	1119	7,69	26,10	1087
09.95	0,0534	0,0018	0,0050	1,7710	0,0000	0,1726	0,43	105,63	330,49	83	1122	8,26	0,00	2340
10.95	0,3554	0,0006	0,0029	1,7402	0,0000	0,2203	0,55	101,73	313,94	100	1102	8,25	34,91	391
11.95	0,0000	0,0009	0,0000	1,6878	0,0209	0,1555	0,34	105,63	314,00	109	1115	8,60	43,22	2274
12.95	0,0000	0,0021	0,0005	3,0008	0,0010	0,4195	0,14	107,20	329,76	171	1186	8,97	354,70	741
01.96	0,0000	0,0009	0,0068	2,3335	0,0000	0,5276	0,43	113,19	344,63	49	1250	8,10	598,59	173
02.96	0,0000	0,0024	0,0063	3,8430	0,0453	0,1701	0,83	129,62	389,94	57	1352	9,17	190,45	4
03.96	0,0000	0,1330	0,0000	3,0503	0,0274	0,1521	1,70	7,10	22,97	94	298	9,38	10,34	13
04.96	0,0000	0,0390	0,5708	2,1109	0,0000	0,1264	1,08	6,95	17,42	238	368	10,94	53,86	5
05.96	0,0000	0,0000	0,0000	1,2962	0,0000	0,0976	0,12	68,63	197,63	85	818	8,65	33,79	999
06.96	0,0776	0,0043	0,0007	1,2714	0,0000	0,1636	0,29	64,03	169,05	104	756	8,99	60,44	460
07.96	0,5047	0,0094	0,0000	1,1616	0,0000	0,1453	0,00	63,76	186,09	108	790	8,81	44,59	2490
08.96	0,0000	0,0037	0,0000	1,5104	0,0000	0,1670	0,33	57,95	162,27	105	752	8,89	87,18	933
09.96	0,0000	0,0055	0,0016	1,4410	0,0000	0,1277	0,44	63,10	160,58	74	740	7,96	40,98	2600
10.96	0,0000	0,0015	0,0000	1,6623	0,0029	0,1227	0,04	66,15	154,37	75	758	8,44	81,93	1774
11.96	0,0311	0,0049	0,0099	1,3007	0,0000	0,0864	0,13	62,03	143,47	84	760	8,19	63,62	1070
12.96	0,1553	0,0076	0,0102	1,2384	0,0000	0,0517	0,00	62,14	140,45	131	760	9,40	71,82	306
01.97	0,1864	0,0151	0,0248	2,4945	0,0000	0,1292	0,14	79,73	178,43	80	965	8,18	287,47	403
02.97	0,0000	0,0000	0,0900	1,1900	0,0100	0,0600	0,04	39,39	91,64	140	511	8,90	33,17	173

Tabelle VI: S 17F* (Soll 17F):

Datum	NH4-N [mg/l]	Nitrit-N [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	TN-N [mg/l]	PO4-P [mg/l]	TP-P [mg/l]	Silikat [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Sulfat [mg/l]	O2 [%]	COND. [µS/cm]	pH	Chl. a [µg/l]	Zoo.ges. [Ind./l]
03.94	0,0000	0,0190	0,1760	0,6650	0,3190	0,4720	4,00	54,24	197,01	92	1122	7,38	16,14	106
04.94	0,0810	0,0050	0,0080	0,8450	0,1550	0,2300	0,45	57,67	211,94	82	1130	8,15	7,82	293
05.94	0,0000	0,0000	0,0040	0,6840	0,3430	0,3950	0,84	54,73	191,91	78	1113	8,01	10,52	1832
06.94	0,0000	0,0000	0,0070	1,2940	0,3180	0,5400	1,62	48,17	146,89	70	913	7,70	0,02	685
07.94	0,0640	0,0000	0,0060	1,7720	0,2830	0,4460	0,79	47,64	119,11	5	766	7,20	0,01	2403
08.94	0,1650	0,0040	0,0090	2,2890	0,6220	1,2800	5,42	53,10	97,72	9	768	7,06	21,01	7241
09.94	0,3510	0,0000	0,0050	2,6170	1,1940	2,1550	7,06	53,84	113,08	20	842	7,63	178,55	2659
10.94	0,0000	0,0000	0,0440	1,2040	0,6840	0,9410	3,62	64,30	114,00	14	900	7,45	2,45	1087
11.94	0,0000	0,0000	0,0040	1,2360	0,3640	0,6570	1,05	55,71	102,50	32	962	7,70	20,27	1772
12.94	0,0000	0,0140	0,0040	1,2270	0,4110	0,6590	3,16	59,33	105,11	49	1058	7,75	71,35	377
01.95	0,0000	0,0000	0,0208	1,5437	0,1999	0,8214	6,48	67,81	233,85	188	1261	7,46	238,85	290
02.95	0,0000	0,0021	0,0005	0,9553	0,1520	0,3737	5,09	53,79	121,59	49	1184	7,73	108,94	199
03.95	0,0000	0,0000	0,0000	0,8153	0,0822	0,2358	3,03	51,11	118,75	88	1028	8,29	37,74	684
04.95	0,0296	0,0000	0,0032	0,8594	0,0607	0,1307	1,28	46,92	107,78	90	990	8,20	49,47	1176
05.95	0,0000	0,0000	0,0097	0,9863	0,3281	0,4579	0,56	47,29	91,73	146	955	8,53	11,16	10023
06.95	0,0000	0,0000	0,0000	0,9920	0,3669	0,6039	1,28	45,76	75,21	19	760	7,49	59,28	1238
07.95	0,0567	0,0140	0,0075	1,5720	0,4171	0,6184	1,55	40,39	50,42	7	633	7,31	139,43	8467
08.95	0,0000	0,0067	0,0054	1,4866	0,3053	0,4056	7,48	48,38	39,56	24	644	7,24	63,28	11538
09.95	0,1757	0,0043	0,0000	2,7468	0,2316	0,9199	6,80	47,28	52,65	14	635	7,19	38,47	21037
10.95	0,0000	0,0009	0,0023	1,6357	0,0140	0,2841	4,26	49,72	108,53	8	762	6,93	9,30	6508
11.95	0,0869	0,0000	0,0000	2,5260	0,2016	0,7182	7,46	48,38	100,32	44	846	7,14	45,65	6686
12.95	1,0246	0,0021	0,0027	2,7451	0,8708	1,6145	9,39	62,54	99,61	2	1177	7,00	19,51	165
01.96	2,6245	0,0018	0,0063	3,1357	1,6388	1,8692	6,90	76,31	102,10	5	1366	7,03	24,55	151
02.96	5,2723	0,0040	0,0014	4,6323	2,6535	3,2015	7,22	93,38	86,64	5	1705	7,04	31,32	13
03.96	3,2069	0,0046	0,0047	4,6223	1,1721	2,7039	8,08	45,40	58,07	21	940	7,19	2,49	23
04.96	1,9102	0,0067	0,0140	2,7866	0,0952	0,7318	4,91	26,98	34,86	7	616	7,24	18,41	57
05.96	0,0000	0,0119	0,0023	0,6503	0,2466	0,3328	7,48	49,55	63,97	64	983	7,75	8,63	774
06.96	0,5435	0,0079	0,0140	1,3015	0,3255	0,5992	5,89	45,48	48,51	19	936	7,85	5,28	1329
07.96	0,2407	0,0059	0,0016	1,2843	0,6591	0,9577	7,64	39,67	22,93	97	821	7,96	1,10	539
08.96	0,1087	0,0076	0,0043	1,4479	0,2051	0,6853	4,42	29,32	15,47	15	689	7,90	6,00	3134
09.96	0,0000	0,0021	0,0034	1,5387	0,0656	0,3328	3,73	41,79	41,79	89	537	7,74	42,93	5805
10.96	0,1165	0,0053	0,0187	1,0989	0,0682	0,0651	3,74	41,72	14,71	43	540	7,74	7,35	703
11.96	0,0000	0,0052	0,0000	0,8891	0,0114	0,0663	5,25	41,42	18,91	48	640	7,73	11,19	216
12.96	0,0000	0,0020	0,0099	1,0102	0,0000	0,1224	6,05	44,51	23,21	42	709	8,50	72,88	854
01.97	1,1570	0,0067	0,0463	2,8695	1,1249	1,3044	14,07	77,67	35,86	6	1389	7,05	62,90	296
02.97	0,1300	0,0000	0,0100	1,8700	0,4100	0,8500	6,18	29,46	16,70	4	642	7,34	127,82	171

Tabelle VII: S 20* (Soll 20)

Datum	NH4-N [mg/l]	Nitrit-N [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]	TN-N [mg/l]	PO4-P [mg/l]	TP-P [mg/l]	Silikat [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Sulfat [mg/l]	O2 [%]	COND. [µS/cm]	pH	Chl. a [µg/l]	Zoo.ges. [Ind./l]
03.94	0,3890	0,0220	0,2780	1,0370	0,0160	0,1100	1,78	20,42	92,52	32	380	6,95	0,68	547
04.94	0,0000	0,0240	0,1840	1,6700	0,0000	0,1310	4,16	71,90	292,12	91	951	7,48	46,08	254
05.94	0,3740	0,0040	0,0090	1,5810	0,1650	0,1710	4,04	55,40	211,18	23	769	7,47	1,94	923
06.94	0,6920	0,0050	0,0100	2,3880	0,4640	0,7310	3,61	57,55	171,76	39	773	7,13	0,00	4390
07.94	0,0000	0,0180	0,0050	2,3380	1,0470	1,0350	2,76	63,78	158,35	2	799	6,98	0,00	742
08.94	0,0000	0,0050	0,0620	1,5410	0,7210	0,8030	1,60	52,17	123,56	1	623	6,84	0,46	1908
09.94	0,2320	0,0000	0,0050	2,0880	1,3300	1,9280	2,03	50,73	62,77	7	658	6,99	6,67	4102
10.94	0,0000	0,0140	0,0210	1,8300	1,3630	2,1500	2,60	47,47	65,54	15	693	7,29	90,47	521
11.94	0,0000	0,0160	0,0070	1,7470	1,4860	2,2520	2,46	53,80	64,73	1	722	6,71	15,97	1506
12.94	0,4290	0,0180	0,0040	2,5480	1,7440	2,4700	3,92	52,81	59,78	14	720	7,33	3,96	250
01.95	1,3731	0,0088	0,0334	2,5720	1,4781	2,1041	2,75	53,40	57,58	27	798	7,24	1,81	293
02.95	0,7090	0,0338	0,6117	2,5475	0,7831	1,1643	3,02	31,02	50,32	51	466	7,40	2,27	79
03.95	0,4575	0,0213	0,3705	2,1934	0,6709	1,0330	3,36	37,91	53,01	74	546	7,64	12,61	954
04.95	0,0284	0,0119	0,0000	1,1182	0,4034	0,4263	0,82	37,87	48,99	95	534	7,30	28,85	1071
05.95	0,1364	0,0045	0,0099	1,2903	0,7139	1,3422	0,68	39,06	50,01	46	562	7,60	5,18	3114
06.95	0,4504	0,0000	0,0000	2,1735	0,9060	1,6607	0,70	42,63	44,52	11	578	7,25	5,10	1649
07.95	0,0532	0,0085	0,0029	1,2814	1,2442	1,1783	0,65	38,86	37,70	10	536	7,07	6,02	2276
08.95	0,0000	0,0131	0,0072	1,4903	0,9866	1,0355	0,92	42,54	32,35	1	565	6,92	23,47	1378
09.95	0,1918	0,0000	0,0000	2,0211	1,4376	1,9532	1,05	43,04	25,86	9	607	7,30	25,61	755
10.95	0,2291	0,0012	0,0027	1,9926	1,4604	2,3550	1,64	44,21	21,32	14	635	7,32	9,42	259
11.95	0,0000	0,0067	0,0025	1,9499	1,6721	2,2748	2,64	42,71	18,36	13	670	7,44	31,20	324
12.95	0,0000	0,0018	0,0034	1,9186	2,1600	2,7532	4,31	50,50	14,96	4	797	7,20	27,05	1557
01.96	0,5125	0,0040	0,0088	2,3335	2,7011	3,2619	5,04	64,06	10,37	5	940	6,98	109,27	148
02.96	2,8885	0,0033	0,0023	3,8430	3,7604	4,7060	6,56	86,60	7,29	4	1233	6,93	167,46	582
03.96	3,0438	0,0116	0,0025	4,5793	0,4889	1,3369	1,52	10,97	35,89	2	359	7,07	8,49	176
04.96	3,3932	0,0177	0,0018	4,0178	0,7237	1,1476	1,18	9,52	25,43	4	244	6,70	20,64	16
05.96	1,3899	0,0091	0,0000	3,1035	0,4667	1,3190	1,99	11,82	27,25	12	260	7,19	25,74	1648
06.96	1,4287	0,0000	0,0072	2,6791	0,9106	1,3444	0,83	12,60	22,29	17	257	7,18	13,51	1948
07.96	2,7643	0,0073	0,0005	4,8422	1,8316	2,0024	1,95	12,75	22,67	9	316	7,32	38,25	5621
08.96	2,6168	0,0000	0,0000	3,6762	1,3036	2,0601	2,09	11,59	15,13	13	336	7,15	15,02	2648
09.96	1,6927	0,0000	0,0016	2,8532	0,8897	1,8791	1,65	12,93	13,23	22	333	7,11	9,96	656
10.96	1,2346	0,0000	0,0052	2,9394	1,0825	1,7784	1,70	15,30	10,96	3	362	7,20	6,46	233
11.96	1,7393	0,0000	0,0000	3,9661	1,5645	2,9307	2,63	16,29	10,71	2	403	7,40	25,67	264
12.96	2,5935	0,0058	0,0612	3,8171	0,4638	1,8379	3,42	18,57	10,80	13	426	7,80	13,43	274
01.97	5,0704	0,0000	0,0215	7,4300	3,2033	3,5469	6,56	30,37	12,07	2	724	6,95	40,32	477
02.97	3,1800	0,0000	0,0100	6,1100	1,1900	1,8600	3,27	16,80	8,30	10	339	7,25	38,51	437

Literaturverzeichnis

ADLER, M. (1997): Artzusammensetzung des Phytoplanktons in tiefen Chlorophyll-Maxima Universität Berlin.

AHLGREN, G. (1970): Limnological studies of Lake Norviken, an eutrophicated Swedish lake. II. Phytoplankton an this produktion.- Schweiz. Z. Hydrol. 32: 33-396.

AHLGREN, G. (1980): A dilution model applied to a system of shallow eutrophic lakes after division of sewage effluents.- Archiv Hydrobiol. 89: 17-32.

ALLEN, M. M. (1984): Cyanobacterial cell inclusions.- Ann. Rev. Microbiol.- 38: 1-25.

AMLONG, K. (1992): Nährstoffumsatz in wassergefüllten Ackerhohlformen auf einem Grundmoränenstandort in Brandenburg.- Z. Kulturtechn. Landentw. 33: 116-124.

ANAGNOSTIDIS, K. & KOMAREK, J. (1985,1986,1988,1989): Modern approach to the classification system of cyanophytes.- Arch.Hydrobiol. Suppl.

1-Introduction 71(1/2) 291-302, 1985

2-Chroococcales 73(2) 157-226, 1986

3-Oscillatoriales 80(1/4) 327-492, 1988

4-Nostocales 82(3) 247-345, 1989.

ANDERSEN, J.M. (1975): Influences of pH on release of phosphorus from lake sediments.- Arch. Hydrobiol. 76: 411-419.

ANT, H. & BELLINGHOFF, P. (1980): Der Rückgang der Kleingewässer dargestellt am Beispiel der Stadt Hamm.- Natur- und Landschaftskultur Westfalen 16: 9-12.

ARNDT, H. (1993): Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) - a review.- Hydrobiol. 255/256: 231-246.

ARNDT, H. (1994): Protozoen als wesentliche Komponente pelagischer Ökosysteme von Seen.- Kataloge des OÖ. Landesmuseums N.F. 71: 111-147.

ARNOLD, D. E. (1971): Ingestion, assimilation, survival and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae.- Limnol. Oceanogr. 16: 906-920.

ARVOLA, L., SALONEN, K., JONES, R. I., HEINÄNEN, A. & BERGSTRÖM, I. (1987): A three day study of the diel behaviour of plankton in a highly humic and steeply stratified lake.- Arch. Hydrobiol. 109: 89-106.

AUERSWALD, K. & HAIDER, J. (1992): Eintrag von Agrochemikalien in Oberflächengewässer durch Bodererosion.- Z. Kulturtechn. Landentw. 33: 222-229.

AZAM, F., FENCHEL, T., FIELD J. D., GRAY, J. S., MEYER-REIL L. A. & THINGSTAD, F. (1983): The ecological role of water column microbes in the sea.- Mar. Ecol. Progr. Ser. 10: 257-263.

BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. & WEIBER, R. (1996): Multivariate Analysemethoden- Ein anwendungsorientierte Einführung.- Springer Verlag.

BALLS, H., MOSS, B. & IRVINE, K. (1989): The loss of submerged plants with eutrophication I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broadland.- Freshwater Biol. 22: 71-87.

BARCLAY, M. H. (1966): An ecological study of a temporary pond near Auckland, New Zealand.- Aust. J. Freshwat. Res. 17: 239-258.

- BARTHELMES, D. (1960): Die horizontale Zooplanktonverteilung im Großen Müggelsee.-Z. Fischerei Bd. IX (56): 333-352.
- BARTHELMES, D. (1978): Langfristige, biologische Veränderungen im Großen Müggelsee (Berlin), einige Kennzahlen des jetzigen Zustandes und bisherige fischereiliche Auswirkungen- I. Makrophyten.- Z. Binnenfischerei 25: 171-175.
- BAUER, A., WERNER, J., SCHLUNGBAUM, G. & SELIG, U. (1997): Der Parumer See bei Güstrow (MV) im Beziehungsgefüge zwischen externer (Landschaft) und interner (Sediment) Nährstoffeinträge.- Deutsche Gesellschaft f. Limnologie; Tagungsberichte: 174-178.
- BAUER-DUBAU, K., SPECK, C. & GUNKEL, G. (1987): Untersuchungen zur Sukzession des Phyto- und Zooplanktons von Kleingewässern in landwirtschaftlich genutzten Flächen.-Verh. Gesell. Ökologie Bd. XVI: 143-147.
- BEHRE, K. (1966): Zur Algensoziologie des Süßwassers.- Arch. Hydrobiol. 62: 125-164.
- BENGTTSSON, L., FLEISCHER, S., LINDMARK, G. & RIPL, W. (1975): Lake Trummen restoration project. I. Water and sediment chemistry.-Verh. Intern. Verein. Limnol. 19: 1080-1087.
- BENNDORF, J. & HENNING, M. (1989): Daphnia and toxic blooms of *Microcystis aeruginosa* in Bautzen reservoir (GDR).- Int. Revue ges. Hydrobiol. 74: 233-248.
- BERGER, S. (1997): Saisonalität und Diversität des Phytoplanktons im Grimnitzsee 1995.- Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Freien Universität Berlin.
- BERNHARDT, H. & CLASEN, J. (1982): Gedanken zur Übertragung der Ergebnisse des OECD-Untersuchungsprogramms in die Praxis des Seenschutzes.- Z. Wasser-Abwasser Forsch. 15: 96-103.
- BÉRZINS, B. (1958): Ein planktologisches Querprofil.- Rep. Inst. Freshwater Res. Drottingholm 39: 5-22.
- BESCH, W.-K., HAMM, A., LENKART, MELZER, A., SCHARF, B. & STEINBERG, C. (1984): Limnologie für die Praxis: Grundlagen des Gewässerschutzes 3. Aufl. comed Fachverlag, Landsberg a. d. Lech.
- BICK, H. (1972): Ciliata; In: Das Zooplankton der Binnengewässer Bd. 26/1. Teil, Elster, H.-J. & Ohle, W. (Hsg.) Die Binnengewässer, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart: 31-81.
- BIERBACH, H. (1980): Die ökologische Situation innerstädtischer Kleingewässer und die Möglichkeit ihrer Bewertung nach Gewässergütesystemen.- Wiss. Hausarbeit am Fachbereich Biologie der Freien Universität Berlin.
- BINDLOSS, M. E., HOLDEN, A. V., BAILEY-WATTS, A. E. & SMITH, I. R. (1972): Phytoplankton production, chemical and physical conditions in Loch Leveb; In: Kala, Z. & Hillbricht-Ilkowska, A. (ed.), Productivity problems of freshwaters. Proc. IBP-UNESCO Symp. Poland: 639-659.
- BIRD, D. F. & KALFF, J. (1987): Algal phagotrophy: Regulating factors and importance relativ to photosynthesis in Dinobryon (Chrysophyceae).- Limnol. Oceanogr. 32: 277-284.
- BJÖRK et al. (1979): Lake managment. Studies and results at the Institute or Limnology in Lund.- Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 13: 31-55.
- BJÖRK, S. (1985): Scandinavian lake restoration activities.- inter. Congr. on lakes pollution and recovery, Rome, Proceedings: 239-301.
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien.- KILDA-Verlag, Greven.

- BLOESCH (1974) Quantitativ comparison of food niches in some freshwater zooplankton: A multitracer approach.- *Oecologia* 72: 331-340.
- BOGDAN, K. G. & MC NAUGHT, D. C. (1975): Selective feeding by *Daphnia* and *Diaptomus*.- *Int. Verein. Limn. Verh.* 19: 2935-2942.
- BONNER, L. A., DIEHL, W. J. & ALTIG, R. (1997): Physical, chemical & biological dynamics of five temporary dystrophic forest pools in central Mississippi.- *Hydrobiol.* 353: 77-89.
- BORK, H.-R., DALCHOW, C. & FRIELINGHAUS M. (Hrsg.) (1994): Exkursionsführer Nordost-Deutschland und Westpolen zur Tagung der Deutschen Bodenkundl. Gesell. 1994 in München.-ZALF-BERICHT 14, Zentrum f. Agrarlandschafts- und Landnutzungsbau e.V. München.
- BORK, H.-R., WENKEL, K.-O. & WERNER A. (1997): Nordmitteleuropa 2020-Entscheidungshilfesystem für eine nachhaltige Landschaftsnutzung.-Konzeption Forschungsverbund des ZALF, München.
- BØRSHEIM, K. Y. & OLSEN, Y. (1984): Grazing activities by *Daphnia pulex* on natural populations of bacteria and algae.- *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22: 644-648.
- BOSTRÖM, B., ANDERSEN, J. M., FLEISCHER, S. & JANSSON, M. (1988): Exchange of phosphorus across the sediment-water interface.- *Hydrobiol.* 170: 229-244.
- BOURRELLY, P. (1954): Recherches sur les Chrysophycées: Morphologie, Phylogénie, Systématique.- Thèses pour obtenir le grade de Docteur ès sciences naturelles L' Université de Paris.
- BRAMMER, E. S. (1979): Exclusion of phytoplankton in the proximity of dominant water-soldier (*Stratiotes aloides*).- *Freshwater Biol.* 9: 233-249.
- BRANDL, Z., BRANDLOVÁ, J. & POŠTOLOVÁ, M. (1970): The influence of submerged vegetation on the photosynthesis of phytoplankton in ponds.- *Rozpr. cs. Akad. Ved., Rada MPV.* 80 (6): 33-62.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie (Grundzüge der Vegetationskunde).- 3. Aufl. Wien, New York.
- BRISTOW, J. W. & WHITCOMBE, M. (1971): The role of roots in the nutrition of aquatic vascular plants.- *Amer. J. Bot.* 58: 8-13.
- BROOK, A. J. (1965): Planktonic algae as indicators of lake types with special reference to the Desmidiaceae.- *Limnol. Oceanogr.* 10: 403-411.
- BROOK, A. J. (1959): The status of desmids in the plankton and the determination of phytoplankton quotients.- *J. Ecol.* 47: 429-445.
- BROOKS, J. L. & DODSO, S. I. (1965): Predation, body size and the composition of plankton.- *Science* 150: 28-35.
- BUNDESARTENSCHUTZVERORDNUNG (1989) (BArtSchV) vom 18. September 1989 (BGBl. IS.1677, berichtigt BGBl. IS.2011)
- BURNS, C. W. & GILBERT, J. J. (1987): Effects of daphnid size and density on interference between *Daphnia* and *Keratella cochlearis*.- *Limnol. Oceanogr.* 31: 848-858.
- BURNS, C. W. & XU, Z. (1990): Calanoid copepods feeding on algae and filamentous Cyanobacteria: rates of ingestion, defaecation and effects on trichome length.- *J. Plankton Res.* 12: 201-213.
- BURSCHE, E.-M. (1961): Änderungen im Chlorophyllgehalt und Zellvolumen bei Planktonalgen, hervorgerufen durch unterschiedliche Lebensbedingungen.- *Int. Rev. Hydrobiol.* 46: 610-652.

- BUSCEMI, P. & PUFFER, J. H. (1975): Cheico-trophic attributes of detrial aggregates in a New Mexico alkaline reservoir.- *Verh. Int. Ver. Limnol.* 19: 358-366.
- CAPPENBERG, Th. E. (1975): Relationships between sulfate-reducing and methane-producing bacteria.- *Plant and Soil* 43: 125-139.
- CAPPENBERG, Th. E. (1978): Microenvironments for sulfate reduction and methan production in freshwater sediments. In: Krumbein, W. E. (ed.): *Environm. Biogeochem. Geomicrobiol.- Ann. Arbor. Science* 1: 129-138.
- CARLSON, R. E. (1977): A trophic state index for lakes.- *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- CARPENTER, S. R., KITCHELL, J. F., HODGSON, J. R., COCHRAN, P. A., ELSER, J.J., ELSER, M. M., LODGE, D. M., KRETCHMER, D., HE, X. & VON ENDE, C. N. (1987): Regulation of lake primary productivity by food web structure.- *Ecology* 68: 1863-1876.
- CARPENTER, S. R., KITCHELL, J. K. & HODGSON, J. R. (1985): Cascading trophic interactions and lake produktivity.- *BioScience* 35: 634-639.
- CARTER, N. (1937): New nd interesting algae from brackish water.- *Archiv Protistenkd.* 90.
- CHORUS, I. (1995): Müssen in der Seensanierung Gesamtphosphat-Schwellenwerte unterschritten werden, bevor das Phytoplankton eine Reaktion zeigt?.- In: *Limnologie aktuell* 8: 21-28.
- CHRISTOFFERSEN, K., RIEMANN, B., KLYSNER, A. & SØNDERGAARD, M. (1993): Potential role of fish and natural populations of zooplankton in structuring a plankton community in eutrophic lake water.- *Limnol. Oceanogr.* 38 (3): 561-573.
- CONFER, J. L. (1971): Intrazooplankton predation by *Mesocyclops edax* at natural prey densities.- *Limnol. Oceanogr.* 14: 693-700.
- CRAWFORD, S. A. (1979): Farm pond restoration using *Chara vulgaris* vegetation.- *Hydrobiol.* 62: 17-31.
- CRONBERG; G., LINDMARK, G. & BJÖRK, S. (1988): Mass development of the flagellate *Gonyostomum semen* in Swedish forest lakes- an effect of acidification?.-*Hydrobiol.* 161: 217-236.
- CULLEN, J. J. (1985): Diel vertical migration by dinoflagellates: role of carbohydrate metabolism and behavioral flexibility; In: Rankin, M. A. (ed.): *Migration- Mechanisms and adaptive significance.- Contrib. Marine Science, Suppl.* 27: 135-152.
- DANNOWSKI, R., QUAST, J., BALLA, H. & FRITSCH, S. (1984): Eintragspfad Grundwasser im Lockergesteinsbereich.- In: Werner, W. & Wodsak, H.-P. (Hsg.): *Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockersteinsbereich der ehemaligen DDR. Dachverband Agrarforschung, Schr.R. Agrarspectrum* 22: 10-42.
- DE MOTT, W. R. (1986): The role of taste in food selection by fresh water zooplankton.- *Oecologia* 69: 334-340.
- DE PERFILIEV, B. W. (1929): *Spiromastix verrucosus*, nov. fam. Vertreter eines neuen Typus der Flagellaten.- *J. microbiol. inst. bact. pasteur, Leningrad* 9.
- DESORTOVÁ, B. (1981): Relationship between chlorophyll- a concentration and phytoplankton biomass in serval reservoirs in Czechoslovakia.- *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 66 (29): 153-169.
- DITTRICH, M., HEISER, A. & KOSCHEL, R. (1995): Kombination von künstlicher Kalzitfällung und Tiefenwasserbelüftung zur Restaurierung eutrophierter Hartwasserseen- Enclosurversuche.- *Limnologie aktuell* 8:
- DODSON, S. I. (1972): Mortality in a population of *Daphnia rosea*.- *Ecology* 53: 1011-1021.

DOEGE, A. (1994): Limnologie intensiv genutzter Fischteiche; II. Das Zooplankton.- *Limnologica* 24 (3): 268-278.

DOEGE, A. (1994): Limnologie intensiv genutzter Fischteiche; III. Das Phytoplankton.- *Limnologica* 24 (3): 279-290.

DOKULIL, M. & PADISÁK, J. (1993): Langfristige (1968-1990) und jahreszeitliche Dynamik der planktischen Diatomeen im Neusiedler See; In: BFB-Bericht.- Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Illnitz: 5-11.

DOKULIL, M. (1973): Planktonic primary production within the *Phragmites* community of Lake Neusiedlersee (Austria).- *Pls. Arch. Hydrobiol.* 20: 175-180.

DOKULIL, M. (1991): Contribution of green algae to the phytoplankton assemblage in a mesotrophic lake, Mondsee, Austria.- *Archiv Protistenkd.* 139: 213-223.

DTSCH. EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-, ABWASSER- UND SCHLAMM-UNTERSUCHUNG (1960).- Verlag Chemie, bzw. VCH Verlagsges., Weinheim

DUDEL, E. G., KLEEBERG, A., HILBIG, K., RECHENBERG, B. (1992): Phosphorfreisetzung aus dem Sediment des Großen Müggelsees unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoff- und Eisenhaushaltes.- *Limnologische Begleitstudie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz.*

DVWK (1998): Feuchtgebiete- Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte.- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) Merkblätter zur Wasserwirtschaft Heft 248, Bonn.

EKHOL, P., MALVE, O. & KIRKKALA, T. (1997): Internal and external loading as regulations of nutrient concentrations in the agriculturally loaded Lake Pyhäjärvi.- *Hydrobiol.* 345: 3-14.

ENELL, M. & LÖFGREN, S. (1988): Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics.- *Hydrobiol.* 170: 103-132.

ESTEVEZ, A. F. (1979): Die Bedeutung der aquatischen Makrophyten für den Stoffhaushalt des Schöhsees- I. Die Produktion der Biomasse.- *Arch. hydrobiol. Suppl.* 57: 117-143.

ETTL, H. (1983): Chlorophyta I (Phytomonadina); In: Süßwasserflora von Mitteleuropa (ed. Ettl, H., Gerloff, J., Heyng, H. & Mollenhauer, D.) Bd. 9, Fischer Verlag, Stuttgart.

ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H., MOLLENHAUER, D. (1977 ff.): Süßwasserflora von Mitteleuropa.- 24 Bände Gustav Fischer Verlag Jena.

FACHBEREICHSTANDARD (1982): Nutzung und Schutz der Gewässer- Stehende Binnengewässer, Klassifizierung, DDR: TGL 27885/01.

FACHBEREICHSTANDARD (1982): Nutzung und Schutz der Gewässer- Stehende Binnengewässer, Wassergütebewirtschaftung, DDR: TGL 27885/03.

FALKOWSKI, P. G. & OWENS, T. G. (1980): Light-shade adaption: two strategies in marine phytoplankton.- *Plant Physiol.* 66: 592-595.

FINLAY, B. J., CURDS, C. R., BAMFORTH, S.S. & BAFORT, J.M. (1987): Ciliated protozoa and other microorganisms from two African soda lakes (lake Nakuru and Lake Simbi, Kenya).- *Arch. protistenk.* 133: 81-91.

FINNERN, H., GROTTENTHALER, W., KÜHN, D., PÄLCHEN, W., GÖTZ-SCHRAPS, W. & SPONAGEL, H. (1994): AG Boden, Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover.

FIRK, W. & GEGENMANTEL, H.-F. (1986): Nährstoffquellen (Einführung, Übersicht, Größenordnungen).- Wasser, Abwasser, Abfall 1. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium, Kassel, 8-25.

- FITZGERALD, G. D. (1981): Algicides.- Univ.-Wisc. Water Resources Cent. Eutrop. Inf. Program, Revue 2, Madison.
- FLÖSSNER, D. (1972): Krebstiere und Blattfüßer, Brachiopoda, Fischläuse, Branchiura.- In: Die Tierwelt von Friedrich Dahl. 60. Teil, Gustav Fischer Verlag Jena.
- FOISSNER, W., BLATTER, H., BERGER, H. & KOHMANN, F. (1991): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems - Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea. Informationsberichte des Bayr. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 1/91, 478 pp.
- FOISSNER, W., BERGER, H. & BLATTER, H. (1992): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems - Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida. Informationsberichte des Bayr. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 5/92, 502 pp.
- FOISSNER, W., BERGER, H. & KOHMANN, F. (1994): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems - Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida. Informationsberichte des Bayr. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 1/94, 548 pp.
- FOISSNER, W., BERGER, H., BLATTER, H. & KOHMANN, F. (1995): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems - Band IV: Gymnostomatea, Loxodes, Suctorina. Informationsberichte des Bayr. Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 1/95, 540 pp.
- FORSBERG, C. & RYDING, S. O. (1980): Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 wastereceiving Swedish lakes.- Archiv Hydrobiol. 69: 189-207
- FÖRSTER, K. (1982): Das Phytoplankton des Süßwassers.- In: Die Binnengewässer v. Thienemann Hrsg. H. Ettl et al Bd.2/3, 3. Teil Gustav Fischer Verlag Jena.
- FOTT, B. (1948): Taxonomical studies on Chlorococcales II.- Stud Bot. Cechoslovaca, Praha 9 (1): 6-17.
- FOTT, B. (1968): Das Phytoplankton des Süßwassers.- In: Die Binnengewässer v. Thienemann Bd. 16, Teil 3.
- FOTT, B., KORINEK, V., PRAZAKOVA, M., VONDRUS, B. & FOREJT, K. (1974): Seasonal development of phytoplankton in fish ponds.- Int. Rev. Hydrobiol. 59: 629-641.
- FREVERT, T. (1979): The pe redox concept in natural sediment oxygen microprofiles.- Arch. hydrobiol. Suppl. 55: 278-297.
- FRIELINGHAUS, M. (1996): Extensivierung der Landnutzung und Vertragsnaturschutz im Einzugsgebiet von Söllen, dargestellt am Beispiel der Söllekette Lietzen/Döbberin.- in Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Sölle, 18-21.
- FRIELINGHAUS, M. (Hrsg.) (1997): ZALF-Berichte Nr. 27.- Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg, Münchenberg.
- FRIELINGHAUS, M. (1998): Bewertung, Schutz und Pflege von Söllen. Bedeutung von Feuchtbiotopen in der Agrarlandschaft Nordost-Deutschlands.- Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (12): 389-392
- FULTON, R. S. & PAERL, H. W. (1987): Toxic and inhibitory effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on herbivorous zooplankton.- J. Plankt. Res. 9: 837-855.
- G-TORTH, L., ZANKEN, N. P. & MESSNER, O. M. (1987): Algae consumption of four dominant planktonic crustaceans in Lake Balaton (Hungary).- Hydrobiol. 145: 323-332.
- GEITLER, L. (1932): Cyanophyceae ; In : Rabenhorst, L.: Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz, Leipzig.

GELLERT, W. & MÜLLER, H. (1981): The filtration apparatus of cladocera: Filter mesh-size and their implications on food selectivity.- *Oecologia* 49: 316-321.

GERVAIS, F. (1993): Ökologie der Cryptomonaden aus dem Chlorophyll- Maximum im Bereich der Chemokline des Schlachtensees.- Diss. im Fachbereich Biologie Freie Universität Berlin.

GIBSON, C. E. & FITZSIMONS, A. G. (1982): Periodicity and morphology of planktonic blue-green algae in an unstratified lake (Lough Neagh, Northern Ireland).- *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 67, 459-476.

GILBERT, J. J. (1989): The effect of daphnia interference on a natural rotifer and ciliate community: Short-term bottle experiments.- *Limnol. Oceanogr.* 34: 606-617.

GILBERT, J. J. & DURAND, M. W. (1990): Effects of *Anabaena flos-aquae* on the abilities of *Daphnia* and *Keratella* to feed and to reproduce on unicellular algae.- *Freshw. Biol.* 24: 577-596.

GILBERT, J. J. & JACK, J. D. (1993): Rotifers as predators on small ciliates.- *Hydrobiol.* 255/256: 247-253.

GILBERT, J. J. & STEMBERGER, R. S. (1985): Control of *Keratella* populations by interference competition from *Daphnia*.- *Limnol. Oceanogr.* 30: 180-188.

GILBERT, J. J. (1985): Competition between rotifers and *Daphnia*.- *Ecology* 66: 1943-1950

GLANDT, D. (1989): Bedeutung, Gefährdung und Schutz von Kleingewässern.- *Natur und Landschaft* 64 (1): 9-13

GLÄSER, H. J. & SCHÖNFELDER, J. (1995): Zur Faunistik, Biologie und Ökologie der Wasserflöhe (Crustacea, Cladocera) der Havelaue- ein Beitrag für einen ökosystemaren Restaurationsansatz.- *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 1: 42-54.

GLIWICZ, Z. M. & LAMPERT, W. (1990): Food thresholds in *Daphnia* species in absence and presence of blue-green filaments. *Ecology* 71 (2): 691-702.

GLIWICZ, Z. M. (1990): Food thresholds and body size in cladocerans.- *Nature* 343: 638-640.

GOLTERMANN, H. L. (1977): Sediment as a source of phosphat for algal growth; In: Goltermann H. L. (ed.) *Interactions between sediment and freshwater*, Junk Publ., The Hague: 286-293.

GOTHAM, I. J. & RHEE, G.-Y. (1981): Comperativ kinetic studies of phosphate-limited growth and phosphat uptake in phytoplankton in continuous culture.- *J. Phycol.* 17: 257-265.

GOULDER, R. (1969): Interactions between the rates of production of a freshwater macrophyte and phytoplankton in a pond.- *Oikos* 20: 300-309.

GRANÉLI, W. & SOLANDER, D. (1988): Influence of aquatic macrophytes on phosphorus cycling in lakes.- *Hydrobiol.* 170: 245-266.

GREULICH, K. & SCHNEEWEISS, N. (1996): Hydrochemische Untersuchungen an sanierten Kleingewässern einer Agrarlandschaft (Barnim, Brandenburg) unter besonderer Berücksichtigung der Amphibienfauna.- *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Sölle*: 22-30.

GRIME, J. P. (1977): Evidence for the existence of three primary strategies in plants and ist relevance to ecological and evolutionary theory.- *Amer. Natural.* 111: 1169-1194.

GRIMM, H. & RECKNAGEL, R.-D. (1985): *Grundkurs Biostatistik*.- G. Fischer Verlag Jena

GROSPIETSCH, T. (1972): Protozoa; In: *Das Zooplankton der Binnengewässer* Bd. 26/1. Teil, Elster, H.-J. & Ohle, W. (Hsg.) *Die Binnengewässer*, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart: 1-28.

- GROVER, J., P. (1989): Effects of Si:P supply ratio, supply variability and selective grazing in the plankton: An experiment with a natural algal and protistan assemblage.- *Limnol. Oceanogr.* 34, 349-367.
- GÜDE, H., SCHÜNEMANN, B. & TRAUTMANN, A. (1995): Die Fallstudie Schleisee- Ein Beispiel für die Wirkung von Extensivierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet In: *Limnologie aktuell* 8: 39-52
- HÅKANSON, L. & WALLIN, M. (1991): An outline of ecometric analysis to establish load diagrams for nutrients/ eutrophication.- *Environmetrics* 5: 49-68.
- HAACKE, H. (1993): In situ Grazing-Untersuchungen an drei Berliner Seen.- Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Humboldt-Universität zu Berlin.
- HAACKE, H., HENZE, R. & KOHL, J.-G. (1996): Limnologische Untersuchungen an ausgewählten Söllen.- in *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Sölle*, 44-48.
- HALL, D. J., THRELKELD, S. T., BURNS, C. W. & CROWLEY, P. H. (1976): The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities.- *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 7: 177-208.
- HAMEL, G. (1988): Nutzungsgeschichte, Sukzession und Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft- *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* 24(3), 67-79.
- HAMM, A. (1975): Eutrophierungsprobleme am Freudensee (Bayr. Wald), einem Badensee mit ländlichem Einzugsgebiet, III. Mitteilung: Seerestaurierung durch Ausbaggerung.- *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 8 (2): 42-46.
- HAMM, A. (1996) (ed.): *Sonderheft Sölle.- Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg.*
- HAPPEY-WOOD, C. M. (1988): Ecology of freshwater planktonic green algae; In: Sandgren, C. D. (ed.) *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*, Cambridge: 175-226.
- HASLER, A. D. & JONES, E. (1949). Demonstration of the antagonistic action of large aquatic plants on algae and rotifers.- *Ecology* 30: 359-364.
- HAVEL, J. E. (1985): Cyclomorphosis of *Daphnia pulex* spined morphs.- *Limnol. Oceanogr.* 30: 853-861
- HAVEL, J. E. & DODSON, S. I. (1984): Chaoborus predation on typical and spined morphs of *Daphnia pulex*: Behavioral observations.- *Limnol. Oceanogr.* 29: 487-494
- HEANEY, S. I. (1976): Temporal and spartial distribution of the dinoflagellate *Ceratium hirundinella* within a small productive lake.- *Freshwater Biology* 6: 531-542.
- HEGEWALD, E. & SCHNEPF, E. (1979): Geschichte und Stand der systematik der Grünalpengattung *Scenedesmus*.- *Schweiz. Z. Hydrol.* 40: 320-342.
- HEGEWALD, E.; SCHNEPF, E. & ALDAVE, A. (1978): Investigations on the lakes of Peru and their phytoplankton; 5. The algae of Laguna Piuray and Laguna Huaypo, Cuzco, with special reference to *Franceia*, *Oocystis* and *Scenedesmus*.- *Arch. hydrobiol. Suppl.* 56, *Algol. Stud.*, Stuttgart 25: 387-420.
- HEHMANN, A. (1998): Phytoplanktonstudien in einem Seeteilungsexperiment.- Diss. im Fachbereich Biologie der Humboldt-Universität zu Berlin.
- HEISIG-GUNKEL, G. (1981): Wechselwirkungen zwischen Phyto- und Zooplankton in gedüngten Kleinteichen.- *Gesellschaft Ökologie Bd. IX*: 203-208.
- HENLE, K. & STREIT, B. (1990): Kritische Betrachtungen zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen.- *Naturschutz und Landschaftspflege* 65(7/8), 347-361.

- HENRION, R. & HENRION, G. (1995): Multivariate Datenanalyse; Methodik und Anwendung in der Chemie und verwandten Gebieten.- Springer Verlag.
- HESSEN, D. O. (1985): Filtering structures and particle size selection in coexisting cladocera.- Oekologia (Berlin) 66: 368-372.
- HEYNIG, H. (1980): Beobachtungen an einer planktischen Massenentwicklung von *Euglena acus*.- Archiv Protistenk. 123: 27-30.
- HINDÁK, F. (1977): Studies on the chlorococcal algae (Chlorophyceae). I.- Biol. Pr., Bratislava 23 (4): 1-190.
- HOGETSU, K., OKANISHI, Y. & SUGAWARA, H. (1960): Studies on the antagonistic relationship between phytoplankton and rooted aquatic plants.- Jap. J. Limnol 21: 124-130.
- HÖHNE, E. & KLOSE, H. (1966): Soziologische Methoden zur Erfassung des Trophiegrades.- Limnologica 4: 201-214.
- HOLLOWDAY, E. D. (1979): The capture and ingestion of the plankton rotifer *Asplanchna priodonta* by the holotrichous ciliate *Trachelius*.- Microscopy 33: 535-538.
- HONEGGER, R. E. (1981): Threatened Amphibians and Reptils in Europe.- Suppl. Bd. zu Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas; Akad. Verlagsges. Wiesbaden.
- HORN, W. & HORN, H. (1995): Interrelationship between crustacean zooplankton and phytoplankton: Results from 15 years of field observations at the mesotrophic Saldenbach Reservoir (Germany).- Hydrobiol. 307: 231-238.
- HORN, W. (1978): Der Anteil des Crustaceenplanktons an der Verringerung des Phytoplanktongehaltes in der Saldenbach-Talsperre.- Diss. an der Technische Universität Dresden.
- HOUGH, P. A. (1979): Photosynthesis, respiration and organic carbon release in *Elodea canadensis*.- Aquat. Bot. 7: 1-11.
- HOVASSE, R. (1948): Le discobolocyste, organite lanceur de projectile, chez la Chrysomonadine *Cyclonexis annularis*.- C. R. Acad. sc. Paris, 226.
- HOWARD-WILLIAMS, C. & LENTON, G. M. (1975): The role of the littoral zone in the functioning of a shallow tropical lake ecosystem.- Freshwat. Biol. 5: 445-459.
- HRBÁČEK, J., DVORAKOVA, M., KORINEK, V. & PROCHAZKOVA, L. (1964): Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association.- Verh. Intern. Ver. Limnol. 14: 192-195.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1955,1961): Das Phytoplankton des Süßwassers.- In: Die Binnengewässer v. Thienemann Band 16, Teil 4 (1955) Teil 5 (1961).
- HUNTER, B. L. & LAWS, E. A. (1981): ATP and chlorophyll a as estimators of phytoplankton carbon biomass.- Limnol. Oceanogr. 26: 944-956.
- HUTNER, S. H. (1961): Plant animals as experimental tool for growth studies.- Bull. Torrey Bot. Club. 88: 339-349.
- HÜTZEL, C. (1936): Beiträge zur Kenntnis der mikroskopischen Pflanzenwelt der Rauhen Wiese bei Böhmenkirchen.- Veröff. Würtemb. Land. f. Naturschutz 5.
- IRVINE, K., MOSS, B. & BALLS, H. (1989): The loss of submerged plants with eutrophication II. Relationships between fish and zooplankton in a set of experimental ponds and conclusions.- Freshwater Biol. 22: 89-107.
- JANA, B. B. (1973): Seasonal periodicity of plankton in a freshwater pond in West Bengal, India.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 58 (1): 127-143.

- JANE, F. W. (1940): Two new Chrysophycean flagellates: *Cyclonexis erinus* and *Synochromonas elaeochrus*.- *Proc. Linn. soc.* 152-164.
- JANKE, V.; JANKE, W. (1980): Zur Entstehung und Verbreitung der Kleingewässer im nordostmecklenburgischen Grundmoränembereich.- *Arch. f. Naturschutz und Landschaftsforschung* 10(1), 3-18.
- JASSER, I. (1994): Influence of *Ceratophyllum demersum* on phytoplankton community in experimental conditions.- *Verh. Int. Ver. Limnol.* 25: 2291-2295.
- JESCHKE, L. (1987): Unsere Ackersölle und ihre Funktion in der Landschaft.- *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 30(1/2), 29-33.
- JOHNSEN, B. D. & COOKE, R. C. (1980): Organic particle and aggregate formation resulting from the dissolution of bubbles in seawater.- *Limnol. Oceanogr.* 25: 653-661.
- JONES, R. I. (1988): Vertical distribution and diel migration of flagellated phytoplankton in a small humic lake.- *Hydrobiol.* 161: 75-87.
- JONES, R. I. (1991): Advantages of diurnal vertical migrations to phytoplankton in sharply stratified, humic forest lakes.- *Arch. Hydrobiol.* 120: 257-266.
- JONES, R. I. (1993): Phytoplankton migrations: Patterns, processes and profits.- *Arch Hydrobiol. Beih.* 39: 67-77.
- JØRGENSEN, E. G. (1969): The adaption of plankton algae. IV. Light adaption in different algal species.- *Physiol. Plant.* 19:1307- 1314.
- JÜRGENS, K. & GÜDE, H. (1990): Seasonal changes in the grazing impact of phagotrophic flagellates on bacteria in Lake Constance.- *Mar. Microb. Food Webs* 5: 27-37.
- JÜRGENS, K. (1994): Impact of daphnia on planktonic microbial food webs- A review. *Mar. Microb. Food Webs* 8: 295-324.
- KALBE, L. (1971): Zur limnologischen Beurteilung von eutrophen Flachseen nach ihrer Biomasse.- *Limnologica* 8: 311-320.
- KALETTKA, T. (1996): Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen) im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands.- *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Sonderheft „Sölle“*: 4-12.
- KALETTKA, T., RUDAT, C. & QUAST, J. (1997): Untersuchungen zur Auswirkung von Stoffakkumulation und Wasserdynamik auf die Ausprägung von Flora und Vegetation in Söllen als abflußlose Senken der nordostdeutschen Jungmoränenlandschaft.- *Zwischenbericht zum DFG-Forschungsprojekt, Müncheberg*.
- KANTRUD, H. A., KRAPU, G. L. & SWANSON, G. A. (1989): Prairie basin wetlands of the dakotas: A community porfile.- *Biol. Report* 85: 7-28
- BERNADI, R. & GIUSSANI, G. (ed.) *Bio-manipulation in Lakes and Reservoirs*, International Lake Environment Committee: 15-23.
- KIEFER, F. & FREYER, G. (1978): Das Zooplankton der Binnengewässer.- In: ELSTER, H.-J. (Hrsg.) *Die Binnengewässer*. Bd. XXVI, 2. Teil, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KLAFS, G., JESCHKE, L. & SCHMIDT, H. (1973): Genese und Systematik wasserführender Ackerhohlformen in den Nordbezirken der DDR.- *Archiv Natursch. und Landwirtschaftsforsch.* Bd. 13: 287-302.
- KLAPPER, H. (1969): Über die Wirkung einiger Primärfaktoren auf die Wasserbeschaffenheit von Seen.- *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-Nat. R.* 18: 751-754.
- KLAPPER, H. (1992): *Eutrophierung und Gewässerschutz*.- Gustav Fischer Verlag Jena.

- KLEEGER, A. (1995): Die Sanierung/ Restaurierung des großen Müggelsees- mit und ohne Baggerung der phosphorreichen Sedimentschichten?.-In: Limnologie aktuell 8: 281-292.
- KLOTTER, H.-E. (1954): Die Algen in den Seen des südlichen Schwarzwaldes I.- Arch. Hydrobiol. Suppl.-Bd. XX: 442-481.
- KNAUER, N. & MANDER, Ü. (1989): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein; 1. Mitteilung: Filterung von Stickstoff und Phosphor.- Z. Kulturtechnik Landentw. 30: 365-376.
- KNAUER, N. & MANDER, Ü. (1989): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein; 2. Mitteilung: Filterung von Schwermetallen.- Z. Kulturtechnik Landentw. 31: 52-57.
- KOHL, J.-G. & NICKLISCH, A. (1988): Ökophysiologie der Algen- Wachstum und Ressourcennutzung.- Akademie-Verlag, Berlin.
- KOHL, J.-G. et al. (1991): Langzeittrends und multistabile Zustände im Phytoplankton eines polymiktischen Flußsees (Großer Müggelsee).- DGL-Tagung Mondsee, erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 223-233.
- KOHL, J.-G., NICKLISCH, A., DUDEL, G., HENNING, G., KÜHL, M., WOITKE, P., LUCK, K., TEUBNER, K., SCHIWETZ, T., FEYERABEND, H., ROHRLACK, T. & DRESCHER, I. (1994): Ökologischer Zustand der Flußseen von Spree und Dahme und ihre Reaktion auf Belastungsänderungen.- Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Forschung und Technologie BEO 339400A.
- KOMAREK, J.; FOTT, B. (1983): Das Phytoplankton des Süßwassers.- In: Die Binnengewässert v. Thienemann, Band 16, Teil 7, 1.Hälfte.
- KONDA, T. (1984): Seasonal variations in four bacterial size fractions from a hypertrophic pond in Tokyo, Japan.- Int. revue Hydrobiol. 69(6): 843-858.
- KONOLD, W.: Kleine Stillgewässer- vergessene und gefährdete Biotope in der Agrarlandschaft. In: Naturschutz in Agrarlandschaften.-Daten und Dokumente zum Umweltschutz Sonderreihe Umwelttagung Heft 35: 43-52 Dokumentationsstelle der Universität Hohenheim.
- KONOLD, W. & WOLF, R. (1987): Kulturhistorische und landschaftsökologische Untersuchungen als Grundlage für Feuchtgebiets-Planung am Beispiel der Gemarkung Bad Wurzach-Seibranz (Lkrs. Ravensburg).- Natur und Landschaft 62 (10): 424-429.
- KOSTE, W. (1978): Rotatoria; Die Rädertiere Mitteleuropas.- Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart.
- KOSCHEL, R. (1989): Pelagic calcite precipitation and trophic state of hardwater lakes.- Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 33: 713-722.
- KOSCHEL, R. (1995): Möglichkeiten und Grenzen von ökotechnologischen Verfahren zur Restaurierung von Standgewässern.- Limnologie aktuell 8: 11-19.
- KOSCHEL, R., BENNDORF, J., PROFT, G. & RECKNAGEL, F. (1983): Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication.- Arch. Hydrobiol. 98: 380-408.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986): Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae.- In: Süßwasser von Mitteleuropa Hrsg. H.Ettel et al Bd.1 Gustav Fischer Verlag Jena.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991): Bacillariophyceae.- In: Süßwasser von Mitteleuropa Hrsg. H.Ettel et al Bd.2/3, 3.Teil Gustav Fischer Verlag Jena.
- KRIENITZ, L. (1984): Zur Flora coccaler Grünalgen im Phytoplankton einiger Gewässer des Biosphärenreservates Steckby-Lödderitzer Forst (Kreis Schönebeck) Bez. Magdeburg.- Hercynia N.F. 21(3): 264-293.

- KRIENITZ, L. ; (1992): Algologische Beobachtungen im Gewässern des Biosphärenreservates Steckby-Lödderitzer Forst (Deutschland) II.-Limnologica 22(1): 51-81.
- KRIENITZ, L., KOSCHEL, R., GIERING, B., CASPER, S. J. & HEPPERLE, D. (1993): Phenomenology of organismic calcite precipitation by *Phacotus* in hardwater lakes and ponds of northeastern Germany.- Verh. Intern. Verein. Limnol. 25: 170-174.
- KRISTIANSEN, J. (1979): Problems in classification and identification of Synuraceae (Chrysophyceae).- Int. Workshop aktiver Phytoplanktologen: 310-319.
- KRUEGER, D.A. & DODSON, S.I. (1981): Embryological induction and predation ecology in *Daphnia pulex*.- Limnol. Oceanogr. 26: 219-223
- KÜHLMANN, D. (1960/1961): Zur Frage der räumlichen und zeitlichen Verteilung von Sauerstoff und anderen chemischen Faktoren in kleinen Gewässern.- Gerlands Beitr. zur Geophysik: 294-319.
- KÜMMERLIN, R. (1990): Plankton-Gemeinschaft als Bioindikatoren für Stehgewässer.- Ökologie Natursch. 3: 227-249.
- KURECK, A. & KLEFF-RING, C. (1980): Die Fauna der Bruchwaldtümpel in der Rietmaar, einem Feuchtgebiet der Ville bei Weilerswist.- Dechenia 133: 64-69.
- KUSSATZ, C., GNAUCK, A., JORGA, W., MAYER, H.-G., SCHÜRMANN, L. & WEISE, G. (1984): Untersuchungen zur Phosphataufnahme durch Unterwasserpflanzen.- Acta hydrochim. hydrobiol. 12: 659-677.
- LAIR, N. & ALI, H. O. (1990): Grazing and assimilation rates of natural populations of planktonic rotifers *Keratella quadrata* and *Kellicottia longispina* in a eutrophic lake (Aydat, France). Hydrobiol.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie.- Thieme Verlag, Stuttgart.
- LAMPERT, W. & TAYLOR, B. E. (1985): Zooplankton grazing in an eutrophic lake: Implications of diel vertical migration.- Ecology 66 (1): 68-82.
- LAMPERT, W. (1981): Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 66: 285-298.
- LAMPERT, W. (1987): Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *daphnia*.- Hydrobiol. 66: 285-298.
- LAMPERT, W. et al. (1986): Phytoplankton control by grazing zooplankton. A study on the spring clear-phase.- Limn. Oceanogr. 31(3) 478-490.
- LATHROP, R. C. & CARPENTER, S. R. (1992): Zooplankton their relationship to phytoplankton.- Springer Series on environmental Management-Food web management: 127-150.
- LENZENWEGER, H. (1996): Desmidiaceenflora von Österreich 1.- Bibliotheca Phycologica, Bd. 101- Berlin, Stuttgart.
- LENZENWEGER, H. 1997): Desmidiaceenflora von Österreich 1.- Bibliotheca Phycologica, Bd. 102- Berlin, Stuttgart.
- LOHMANN, H. (1908): Untersuchungen zur Feststellung des vollständigen Gehaltes des Meeres an Plankton.- Wiss. Meeresunters., Abt. Kiel, N.F. 10: 131-370.
- LORENZ, P. (1990): Seerehabilitierungsmaßnahmen und ihre Auswirkungen auf das Ökosystem See- dargestellt am Beispiel Stadtsee Bad Waldsee. Diss. Fakultät für Biologie der Eberhard Karls Universität Tübingen.

LOWNDES, A. G. (1935): The swimming and feeding of certain Calanoid Copepods.- Proc. Zoo. Soc. London: 687-715.

LÜDERITZ, V. & NICKLISCH, A. (1989): The effect of pH on Copper toxicity to blue-green algae.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 17: 61-73.

LÜDERITZ, V., NICKLISCH, A. & KOHL, J.-G. (1989): Kupfer als Algizid.- Acta hydrochim. hydrobiol. 17: 61-73.

LUTHARDT, V. & DREGER, F. (1995): Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin.- Zwischenbericht für BMBF/DBU-Verbundprojekt, Eberswalde.

LYNCH, M. & SHAPIRO, J. (1981): Predation, enrichment and phytoplankton community structure.- Limnol. Oceanogr. 26: 86-102.

LYNCH, M. (1979): Predation, competition and zooplankton community structure: an experimental study.- Limnol. Oceanogr. 24: 253-272.

MABERLY, S.C. (1983): The interdependence of photon irradiance and free carbon dioxide or bicarbonate concentration on the photosynthetic compensation points of freshwater plants.- New Phytol. 93: 1-12.

MABERLY, S.C. & SPENCE, D. H. N. (1983): Ecological interpretation of the differential ability of freshwater plants to use free carbon dioxide and bicarbonate.- J. Ecology 71: 234- 237.

MAKULLA, A. & SOMMER, U. (1993): Relationships between resource ratios and phytoplankton species composition during spring in five north german lakes.- Limnol. Oceanogr. 38: 846-856.

MALONE, B. J. & Mc QUEEN, D. J. (1983): Horizontal patchiness in zooplankton populations in two Ontario kettle lakes.- Hydrobiol. 99: 101-124.

MATHES, J. (1995): Biomasse und Zusammensetzung der Protozoen als Planktonkomponente in norddeutschen Binnengewässern unterschiedlicher Wasserbeschaffenheit.- Diss. am Fachbereich Biologie der Freien Universität Berlin.

MAUCH (1990): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer.- Wasser Boden 11: 763-761.

MAZUMDER, A. & DICKMAN, M. D. (1989): Factors affecting the spatial and temporal distribution of phototrophic sulfur bacteria.- Arch. Hydrobiol. 116: 209-226.

MC QUEEN, D. J. (1969): Reduction of zooplankton standing stocks by predaceous Cyclops bicuspidatus thomasi in Marion Lake, British Columbia.- F. Fish. res. Board Can. 26: 1605-1618.

MEISE, C. J., MUNNS, Jr. W. R. & HAIRSTON, Jr. N. G. (1985): An analysis of the feeding behavior of Daphnia pulex.- Limnol. Oceanogr. 30: 862-870.

MOLLENHAUER, D. & GUTOWSKI, A. (1996): Zu den Roten Listen für die Algen Deutschlands.- Schr. R. Vegetationskunde 28: 527-546.

MÖLLGAARD, M. (1997): Frühjahrsaspekt des Phytoplanktons in Kleingewässern des Unteren Odertales.- Diplomarb. am Fachbereich Biologie der Freien Universität Berlin.

MORTON, D. W. & BAYLY, A. E. (1977): Studies on the ecology of some temporary freshwater pools in Victoria with special reference to Microcrustaceans.- Aust. J. Mar. Freshwater Res. 28: 439-454.

MOSS, B., BALLS, H. IRVIN, K. & STANSFIELD, J. (1986): Restoration of two lowland lakes by isolation from nutrient-rich water sources with and without removal of sediment.- J. Appl. Ecol. 23: 392-414.

- MOTHES, G. & KROCKER, M. (1986): Beziehung zwischen der Wasserqualität des Großen Müggelsees und der Zooplanktonentwicklung.- *Acta hydrochim. hydrobiol.* 14(3): 275-280.
- MOTHES, G. (1980): Untersuchungen zur Stoffdynamik im Stechlinseegebiet.- *Acta Hydrophys.* 25: 221-245.
- MÜLLER, H. (1991): *Pseudobalanion planctonicum* (Ciliophora, Prostomatida): ecological significance of an algivorous nanociliate in a deep mesoeutrophic lake.- *J. Plankt. Res.* 13: 247-262.
- MÜLLER, U. (1977): Stoffhaushalt, Phytoplankton und Primärproduktion in drei ostholsteinischen Seen unterschiedlichen Trophiegrades.- Diss. Universität Kiel.
- MURPHY, T. P., HALL, K. J. & YESAKI, I. (1983): Coprecipitation of phosphate with calcite in a naturally eutrophic lake.- *Limnol. Oceanogr.* 28: 58-69.
- NALEWAJKO, C. & LEAN, D. R. S. (1978): Phosphorus kinetics-algae growth relationships in batch cultures.- *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 21: 184-192.
- NEBAEUS, M. (1984): Algal water-bloom under ice-cover.- *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22: 719-724.
- NEIHOF, R. A. & LOEB, G. I. (1972): The surface charge of particulate matter in seawater.- *Limnol. Oceanogr.* 17: 7-16.
- NEILL, W. E. & PEACOCK, A. (1980): Breaking the bottleneck: interactions of invertebrate predators and nutrients in oligotrophic lakes; In: Kerfoot (ed.) *Evolution and ecology of zooplankton communities.* 715-724, University Press of New England.
- NICHOLS, D. S. & KEENEY, D. R. (1976): Nitrogen nutrition of *Myriophyllum spicatum*, uptake and translocation of ¹⁵N by shoots and roots. *Freshw. Biol.* 6: 145-154.
- NIXDORF, B. & DENEKE, R. (1997): Why „very shallow“ lakes are more successful opposing reduced nutrient loads.- *Hydrobiol.* 342/343: 269-284.
- NIXDORF, F. (1988): Bestandsaufnahme von Kleingewässern innerhalb landwirtschaftlicher Nutzfläche.- Belegarbeit zum Berufspraktikum, TU Dresden Sektion Wasserwesen Bereich Hydrobiologie.
- NYGAARD, G. (1949): Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes II.- *Kong. Dansk. Vidensk. Selsk. Biol.* 7: 1-293.
- NYGAARD, K. & TOBIESEN, A. (1993): Bacterivory in algae: A survival strategy during nutrient limitation.- *Limnol. Oceanogr.* 38 (2): 273-279.
- NIZAN, S., DIMENTMAN, C. & SHILO, M. (1986): Acute toxic effects of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on *Daphnia magna*.- *Limnol. Oceanogr.* 31: 497-502.
- OMOTE, J. (1983): Vergleichende Untersuchungen über den Indikatorwert von Makrophytenbeständen und Phytoplanktonpopulationen an verschiedenen Typen stehender Gewässer.- Diss. an der Universität Hannover.
- PADISÁK, J. & G.-TÓTH, L. (1991): Some aspects of the ecology of subdominant green algae in a large, nutrient limited shallow lake.- *Arch. Protistenkd.* 139: 225-242.
- PERSSON, L., ANDERSSON, G., HAMRIN, S. F. & JOHANSSON, L. (1988): Predator regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems; In: Carpenter, S. R.: *Complex interactions in lake communities.* Springer Verlag, New York.
- PHILLIPS, G. L., EMINSON, D. & MOSS, B. (1978): A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters.- *Aquatic Botany* 4: 103-126.

- POLTZ, J. & WILLE, W. (1977): Limnologische Untersuchungen des Dämmers 1964-1974.- Mitt. NWA Hildesheim 2: 1-80.
- PONTIN, R. M. (1978): Freshwater planktonic and semi-planktonic rotifera of the British Isles.- Freshwater Bio. Ass. No.38.
- POPOVSKY, J. & FIESTER, L. A. (1990): Dinophyceae.- In: Süßwasser von Mitteleuropa Hrsg. H.Ettel et al Bd.6 Gustav Fischer Verlag Jena.
- PORTER, K. G. (1973): Selective grazing and differential digestion of algae by zooplankton. Nature 244: 179-180.
- PORTER, K. G. (1976): Enhancement of algal growth and productivity by grazing zooplankton.- Science 192: 1332-1334.
- PORTER, K. G. (1988): Phagotrophic phytoflagellates in microbial food webs.- Hydrobiol. 159: 89-97.
- POTT, R., PUST, J. & HOFMANN, K. (1996): Trophiedifferenzierungen von Stillgewässern im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ und deren Auswirkungen auf die Vegetation -Erste Ergebnisse.- Abh. aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 58 (2): 3-59.
- POURRIOT, R. (1977): Food and feeding habits of rotifera. Arch. hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 8: 243-260.
- PROVINI, A. & PREMAZZI, G. (1985): The role of internal loadings.- Conf. on lake pollution and recovery, Proceedings: 71-82, Rome.
- QUAST, J. (1995). Wasserhaushalt und Feuchtgebiete in einer Trockenlandschaft- Zustand, Konflikte, Maßnahmen.- Z.f. Kulturtechnik und Landschaftsentwicklung 36, 207-213.
- RAABE, E.-W. (1979): Über die Entwicklung der Kleingewässer, dargestellt am Beispiel der Gemeinde Heikendorf.- Die Heimat 86: 53-56.
- RAMMNER, W. (1932): Einwirkung der Überbevölkerung auf *Daphnia pulex*.- Zool. Anz. 101, 41-43.
- RAVERA, O. (1980): Effects of eutrophication on zooplankton.- Prog. Wat. Tech. 12: 141-159.
- REDFIELD, A. C., KETCHUM, B. H. & RICHARD, F. A (1963): The influence of organisms on the composition of seawater.; In: Hill, M. N. (ed.) The sea.- 26-77, Wiley, New York.
- REYNOLDS, C. S. (1982): Phytoplankton periodicity: its motivation, mechanisms and manipulation.- Rep. Freshwater Biolog. Ass. 50: 60-75
- REYNOLDS, C. S. (1984): Phytoplankton periodicity: the interactions of form, funktion and environmental variability.- Freshwater Biology 14: 111-142.
- REYNOLDS, C. S. (1987): The response of phytoplankton communities to changing lake environments.- Schweiz. Z. Hydrobiol. 49: 220-236.
- REYNOLDS, C. S. (1992): Eutrophication and the management of planktonic algae: What Vollenweider couldn't tell us; In: Sutcliffe, D. W. & Jones, J. G. (eds.), Eutrophication: Research and application to water supply.- Freshwater Biol. Ass., Cumbria.
- REYNOLDS, C. S. (1995): Successional change in the planktonic vegetation: species, structures, scales.- In: Joint, J. (ed.): The molecular ecology of aquatic microbe; 115-132, Springer Verlag, Berlin.
- RHEE, G.-Y. & GOTHAM, I. J. (1980): Optimum N:P ratios and coexistence of planktonic algae.- J. Phycology 16: 486-489.
- RIBER, H. H. (1984): Phosphorus uptake from water by the macrophyte-epiphyte complex in a Danish lake: Relationship to plankton.- Verh. Int. Ver. Limnol. 22: 790-794.

- RICKEN, U., RIES, U. & SYMANK, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland.- Sch.R. Landschaftspflege und Naturschutz Heft 41: BfN Inst. Biotopschutz und Landschaftsökologie Bonn- Bad Godesberg.
- RIEMANN, B. & BOSSELMANN, S. (1984): Daphnia grazing on natural populations of lake bacteria.- Verh. Int. Ver. Limnol. 22: 795-799.
- RIESSEN, H. P. (1994): Morphological response of Daphnia to Chaoborus predation.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 2382-2386
- RINGLER, A. (1976): Verlustbilanz nasser Kleinbiotope in Moränengebieten der Bundesrepublik Deutschland.- Natur und Landschaft 51 (7/8): 205-209.
- RIPL, W. (1976): Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate- A new lake restoration method.- Ambio 5(3): 132-135.
- RIPL, W. (1982): Flankierende Maßnahmen zur Sicherung des Sanierungserfolges an flachen Gewässern.- Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 15: 131-135.
- RODHE, E. (1948): Veränderungen der Beschaffenheitsparameter von Wasser und Sediment eines hypertrophen Flachsees unter Einfluß einer Entschlammungsmaßnahme.- Diss. an der Technischen Universität Dresden.
- RÖNICKE, H., BEYER, M. & TITTEL, J. (1995): Möglichkeiten zur Steuerung der Blaualgendynamik in eutrophierten stehenden Gewässern durch Maßnahmen zur Seenrestaurierung.- Limnologie aktuell 8: 133-155.
- ROHRLACK, T., HENNING, M. & KOHL, J.-G. (1999 a): Mechanisms of the inhibitory effect of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on *Daphnia galeata*'s ingestion rate.- J. Plankton Research (accepted).
- ROHRLACK, T., HENNING, M. & KOHL, J.-G. (1999 b): Does the toxic effect of *Microcystis aeruginosa* on *Daphnia galeata* depend on microcystin intake?.- Archiv Hydrobiol. (accepted).
- ROSSKNECHT, H. (1980): Phosphatelimination durch autochthone Calcitfällung im Bodensee-Obersee.- Archiv Hydrobiol. 88: 328-344.
- ROTHHAUPT, K. O. & GÜDE, H. (1992): The influence of spatial and temporal concentration gradients on phosphate partitioning between different plankton size fractions: further evidence and possible causes.- Limnol. Oceanogr. 37: 750-749.
- ROTHHAUPT, K. O. (1992): Stimulation of phosphorus-limited phytoplankton by bacterivorous flagellates in laboratory experiments.- Limnol. Oceanogr. 37: 750-759.
- ROTT, E. (1978): Chlorophyll a-Konzentration und Zellvolumen als Parameter der Phytoplanktonbiomasse.- Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 65: 11-21.
- ROTT, E. (1984): Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterisation on lakes.- Verh. Int. Verein. Limnol. 22: 1078-1085.
- ROUND, F. E., CRAWFORD, R. M. & MANN, D. G. (1990): The diatoms. Biology and morphology of the genera.- Cambridge University Press, Cambridge.
- RÜCKER, J. & KOHL, J.-G. (1994): Indication of growth-limiting factors of planktonic cyanobacteria by application of microscope-photometry.- Verh. Int. Verein. Limnol. 25: 2218-2220.
- RÜCKER, J., KOHL, J.-G. & KAISER, K. (1995): Responses of carotenoids and chlorophylls to variations of growth-limiting factors in three filamentous blue-green algae.- Algological Studies 77: 51-65.
- RUDD, J. W. & HAMILTON, R. D. (1978): Methane cycling in a eutrophic shield lake and its effect on whole lake metabolism.- Limnol. Oceanogr. 23: 337-348.

RUTTNER-KOLISKO, A. (1972): Rotatoria; In: Das Zooplankton der Binnengewässer Bd. 26/1. Teil, Elster, H.-J. & Ohle, W. (Hsg.) Die Binnengewässer, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart: 99-225.

SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik- Anwendung statistischer Methoden.- 8. Auflage, Springer Verlag.

SALDEN, N. (1978): Beiträge zur Ökologie der Diatomeen (Bacillariophyceae) des Süßwassers.- Decheniana Beih. 22: 1-238.

SALONEN, K., JONES, R. I. & ARVOLA, L. (1984): Hypolimnetic retrieval by diel vertical migrations of lake phytoplankton.- Freshw. Biol. 14: 431-438.

SAND-JENSEN, K. & BORUM, J. (1984): Epiphyte shading and its effect on photosynthesis and diel metabolism of *Lobelia dortmanna* during the spring bloom in a Danish Lake.- Aquatic Botany 20: 109-119.

SANDERS, R. W. & PORTER, K. G. (1988): Phagotrophic phytoflagellates.- In Marshall, K. C. (ed.): Advances in Microbial Ecology, Vol. 10: 167-192, Plenum Publ. Corp., New York.

SANDERS, R. W. & WICKHAM, S. A. (1993): Planktonic protozoa and metazoa: predation, food quality and population control. - Mar. Microb. Food Webs 7: 197-223.

SAS, H. et al. (ed.) (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations experiences extrapolations.- Academia Verlag Richarz GmbH.

SCHAUMBURG, J. (1995): Limnologische Erfahrungen mit Restaurierungsmaßnahmen und Langzeitbeobachtungen an vier bayerischen Seen; In: Limnologie aktuell 8: 311-325.

SCHEER, T. & KUSBER, W.-H. (1997): Bestandsveränderung der Desmidiaceen im Naturschutzgebiet Barssee und Pechsee (Berlin) in den letzten sieben Jahren unter anthropogenen Einflüssen.- Nova Hedwigia 65: 385-409.

SCHINDLER, U. (1996): Untersuchungen zum Wasserhaushalt kleiner Binneneinzugsgebiete mit Söllen im Nordostdeutschen Jungmoränengebiet am Beispiel des "Breiten Fenn".- Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Sölle, 39-43.

SCHMIDT, R. (1996): Vernässungsdynamik bei Ackerhohlformen anhand 10 jähriger Pegelmessungen und landschaftsbezogener Untersuchungen.- Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft 1996: 49-55.

SCHNEEWEISS, N. (1996): Habitatfunktion von Kleingewässern in der Agrarlandschaft am Beispiel der Amphibien.- Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Sonderheft Sölle, 13-17.

SCHUBERT, R. (1986): Lehrbuch der Ökologie.- 2. Aufl. G. Fischer Verlag Jena.

SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie.- 7. Aufl. G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.

SCOURFIELD, D.J.; HARDING (1966): Freshwater Cladocera.- Freshwater Bio. Ass. No.5.

SEIFERT, P. (1990): Stoff-Einträge aus der Landwirtschaft in ein kleines Stehgewässer.- Ökologie und Naturschutz 3: 127-141.

SHAPIRO, J. (1980): The importance of trophic-level interactions to the abundance and species composition of algae in lakes; In: Barica, J. & Mur, L. R. (ed.) hypertrophic ecosystems.- 105-116; Jung, The Hague, Netherlands.

SHAPIRO, J. (1984): Blue-green dominance in lakes: The role and management significance of pH and CO₂.- Int. Rev. Hydrobiol 69 (6): 765-780.

SLÁDECEK, W. & PERMAN, J. (1978): Saprobic sequence within the genus *Euglena*.- Hydrobiol. 57 (1): 57-58.

- SMITH, R. E. H. & KALFF, J. (1983): Competition for phosphorus among co-occurring freshwater phytoplankton.- *Limnol. Oceanogr.* 28: 448-464.
- SMITH, V. H. (1982): The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: A empirical and theoretical analysis.- *Limnol. Oceanogr.* 27(6): 1101-1112.
- SOEDER, C. J. (1967): Tagesperiodische Vertikalwanderung bei begeißelten Planktonalgen.- *Umschau* 12: 388.
- SOMMER, U. (1983): Nutrient competition between phytoplankton species in multispecies chemostat experiments.- *Archiv Hydrobiol.* 96: 399-416.
- SOMMER, U. (1985): Comparison between steady state and non-stady competition: Experiments with natural phytoplankton.- *Limnol. Oceanogr.* 30: 335-346.
- SOMMER, U. (1986): The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe.- *Hydrobiol.* 138: 1-7.
- SOMMER, U. (1988): Phytoplankton succession in microcosm experiments under simultaneous grazing pressure and resource limitation.- *Limnol. Oceanogr.* 33: 1037-1054.
- SOMMER, U. (1991): The application of adroop-model of nutrient limitation to natural populations of phytoplankton.- *Verh. Int. Verein. Limnol.* 24: 791-794.
- SOMMER, U. (1994): *Planktologie*.- Springer Verlag.
- SOMMER, U. et al. (1989): *Plankton ecology-succession in plankton communities*.- Brock/Springer series in contemporaary Bioscience.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z. M., LAMPERT, W. & DUNCAN, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planctonic events in fresh water.- *Archiv Hydrobiol.* 106: 433-471.
- SOROKIN, Y. I. (1970): Interrelations between sulphur and carbon turnover in meromictic lakes.- *Arch. Hydrobiol.* 66: 391-446.
- SOSNOWSKA, J. (1990): The effect of limning of fish ponds on the development of phytoplankton.- *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37: 479-494.
- SPODNIIEWSKA, I. (1979): Phytoplankton indicator of lake eutrophication II. Summer situation in 25 Masurian Lakes in 1976.- *Ekol. pol.* 27(3): 481-496.
- STABEL, H.-H. (1989): Calcit precipitation in Lake constance. *Limnol. Oceanogr.* 31: 1081-1093.
- STACHOWICZ, K., CZERNOCH, M. & DUBIEL, E. (1994): Field pond as a sink for nutrients migrating from agrocenoses to freshwaters.- *Aquatic Sciences* 56(4): 363-375.
- STAHEL, W. A. (1995): *Statistische Datenanalyse- Eine Einführung für Naturwissenschaftler*.- F. Vieweg Verlag Braunschweig/ Wiesbaden.
- STANGENBERG, M. (1968): Bacteriostatic effects of some algae- and *Lemna minor* extracts.- *Hydrobiol.* 32, 88-96.
- STANGIER, U. (1987): *Kleingewässerdichte und Populationsvernetzung der Amphibien in der münsterländischen Agrarlandschaft am Beispiel des MTB 3809 Metelen*.- Diplomarbeit am Institut für Geographie der Universität Münster/ Westfalen.
- STARMACH, K. (1984): *Chrysophyceae und Haptophyceae*.- Süßwasser von Mitteleuropa Hrsg. H.Ettel et al Bd.1 Gustav Fischer Verlag Jena.
- STEEN, B. (1997): *Die Sukzession des Zooplanktons in Kleingewässern des Unteren Odertales (Brandenburg) unter besonderer Berücksichtigung der Konkurrenz zwischen Rotatorien und Cladoceren*.- Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der Freien Universität Berlin.
- STERN, R. W. (1989): The role of grazing in phytoplankton succession; In: Sommer, U. (ed.): *Plankton ecology*, Springer Verlag, Hamburg.

- STOECKER, D. K. & CAPUZZO, J. M. (1990): Predation on Protozoa: its importance to zooplankton.- J. Plankt. Res. 12: 891-908.
- STORCH, O. & PFISTERER, O. (1925): Der Fangapparat von Diaptomus.- Z. Vergl. Physiologie 3(3): 330-376.
- STRAŠKRABA, M. & PIEZYNSKA, E. (1970): Field experiments on shading effect by emergents on littoral phytoplankton and periphyton production.- Rozpr. Akad. Ved., Rada MPV: 80 (6): 7-32.
- STRAŠKRABA, M. (1961): Der Anteil des Litorals an der Produktivität eines Teiches.- Verh. Int. Ver. Limnol. 14: 208-212.
- STREHLE, H. & WÖRNER, D. (1990): Voraussetzung für Sanierungskonzepte für kleine Stehgewässer: Ökologie & Naturschutz 3: 343-351.
- STRUNTZ, E. (1979): Entschlammung kleiner Baggerseen, dargestellt am Beispiel des Kranzberger Sees (Lkrs. Freisingen) und des Deininger Weihers (Lkrs. München).- Natur und Landschaft 54: 245-248.
- SUCCOW, M. (1988 a): Sölle in der Landschaft, ihre Funktion und Funktionstüchtigkeit.- Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 24.
- SUCCOW, M. (1988 b): Landschaftsökologische Moorkunde.- Fischer Verlag, Jena.
- TAKAHASHI, M. & ICHIMURA, S. (1968): Vertical distribution and organic matter production of photosynthetic sulfur bacteria in Japanese lakes.- Limnol. Oceanogr. 13: 644-655.
- TÄUSCHER, L. (1980): Untersuchungen zur Art- und Biozönosestruktur des Phytoplanktons des Großen Müggelsees (Berlin) unter Berücksichtigung produktions- und saprobiologischer Aspekte.- Diss. am Institut für Biologie der Humboldt-Universität zu Berlin.
- TÄUSCHER, L. (1993): Algengesellschaften als Indikator der Gewässergüte der kleinen Berliner Fließgewässer Panke und Wuhle.- Lauterbornia 14: 23-30.
- TESSENOW, U. (1972): Lösungs-, Diffusions- und Sorptionsprozesse in der Oberschicht von Seesedimenten, I. Ein Langzeitexperiment unter aeroben und anaeroben Bedingungen im Fließgleichgewicht.- Arch. hydrobiol. Suppl. 38: 353-398.
- TEUBNER, K. (1997): Struktur und Dynamik des Phytoplanktons in Beziehung zur Hydrochemie und Hydrophysik der Gewässer- Eine multivariate statistische Analyse an ausgewählten Gewässern der Region Berlin-Brandenburg.- Diss. am Institut für Biologie der Humboldt-Universität zu Berlin.
- THIENEMANN, A. (1921): Seentypen.- Die Naturwissenschaften 18: 87-91.
- THUNMARK, S. (1945): Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodologische, ökologische Studie.- Folia Limnol. Scand. 3: 1-66.
- TILMAN, D. (1982): Resource competition and community structure.- In : Monographs in Population Biology (May, R. M. ed.) 17: 296 pp. Princeton University Press, Princeton (New Jersey).
- TILMAN, D., KIESLING, R., STERNER, R., KILHAM, S.S. & JOHNSON, F. A. (1986): Green, blue-green and diatom algae: Taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen.- Arch. Hydrobiol. 106: 473-485.
- TIPPMANN, P. (1993): Zur Bedeutung der Nährstofflimitation für die saisonalen Phytoplanktonsuksessionen in zwei eutrophen Flußseen der Spree.- Diss. am Institut für Biologie der Humboldt-Universität zu Berlin.
- TOLSTOY, A. (1979): Chlorophyll a in relation to phytoplankton volume in some Swedish lakes.- Arch. Hydrobiol. 85: 133-151.
- TWINCH, A. J. & PETERS, R. H. (1984): Phosphat exchange between littoral sediments and overlaying water in an oligotrophic north-temperate lake.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1609-1617.
- UHLMANN, D. (1964): Beziehung zwischen Stoffhaushalt und Planktonmassenwechsel extrem

nährstoffreicher Flachgewässer.- Diss. an der Universität Leipzig.

UTTORMARK, P. D. & WALL, J. P. (1975): Lake classification- a tropic characterization of Wisconsin lakes.- US EPA, Covallis. Res. Lab. Rep. No. EPA 660/3-75-033.

VAN DEN HOEK, C., JAHNS, H. M. & MANN, D. G. (1993): Algen 3. Auflage.- Thieme Verlag Stuttgart, New York.

VAN DER DOES, J., VERSTRAELEN, P., BOERS, P.C.M., VAN ROESTEL, J., ROIJACKERS, R. & MOSER, G. (1992): Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers.- Hydrobiol. 233: 197-210.

VAN VIERSEN, W. & PRINS, Th. C. (1985): On the relationship between the growth of algae and aquatic macrophytes in brackish water.- Aquatic Botany 26: 165-179.

VAN WIJK, R. J. (1989): Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* IV Nutritional ecology, field observations.- Aquat. Bot. 35: 301-318.

VANN, M. J. (1986): Competition in zooplankton communities: suppression of small species by *Daphnia pulex*.- Limnol. Oceanogr. 31 (5): 1039-1056.

VANNI, M. J. (1984): Biological control of nuisance algae by *Daphnia pulex*: experimental studies; In: lake and reservoir management.- Proceedings of the Third Annual Conference of the North American Lake Management Society; 151-156: Washington, D.C..

VIJVERBERG, J. & RICHTER, A. F. (1982): Population dynamics and production of *Daphnia hyalina* and *Daphnia cucullata* in Tjeukemeer.- Hydrob. 95: 235-259.

VOLLENWEIDER, R. A. & KEREKES, J.J. (1982): Synthesis report- Cooperative programme on monitoring of inland water (eutrophication control).- OECD, Paris.

VOLLENWEIDER, R. A. (1968): Die wissenschaftliche Grundlagen der Seen- und Gewässereutrophierung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und Stickstoffs als Eutrophierungsfaktoren.- OECD Paris, Techn. Report.

VÖRÖS, L. & PADISÁK, J. (1991): Phytoplankton-biomass and chlorophyll a in some shallow lakes in central Europe.- Hydrobiol. 215: 111-119.

WALL, H. (1987): Die Bedeutung der Grazing-Leistungen des Zooplanktons zur Begrenzung der Primärproduktion in eutrophen Seen.- Diplomarbeit am Institut für Biologie der Humboldt-Universität zu Berlin.

WALZ, N. (1995): Rotifer populations in plankton communities: energetics and life history strategies.- Experientia 51: 437-453.

WALSBY, A.E. & REYNOLDS, C. S. (1980): Sinking and floating. In: Physiological Ecology of Phytoplankton. Ed. Morris, I.-Blackwell Scientific Publications, Oxford: 371-412.

WARNKE, P. (1968): Zur natürlichen Verunreinigung kleiner stehender Gewässer durch Fallaub.- Fortschr. Wasserchem. und Grenzgebiete 8: 143-151.

WEGENER, U. (1983): Gestaltung wassergefüllter Sölle in der Agrarlandschaft.- Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 23(3), 151-163.

WEGLENSKA, T., DUSOGA, K., EJSMONT-KAKABIN, J., SPODNIIEWSKA, I & ZACHWIEJA, J. (1979): Effect of winter-kill and changing fish stock on the biocenose of the pond-type Lake Warniak.- Ekol. pol. 27 (1) 39-70.

WERNER, I. & WEISE, G. (1982): Biomasse production of submersed macrophytes in a selected stretch of the river Zschopau (South GDR) with special regard to orthophosphate incorporation.- Int. Rev. ges. Hydrobiol. 67/2: 45-62.

WETZEL, R. G. & HOUGH, R. A. (1973): Produktivität und Rolle von aquatischen Makrophyten in Seen. An assessment.- Polsk. Arch. Hydrobiol. 20: 9-19.

WHITMAN, R. L., GOCHEE, A. V. & RUCKMAN P., L. (1988): Biological assemblages of Miller Woods ponds, Indiana Dunes National Lakeshore, Gary, Indiana.- Verh. Int. Ver. Limnol. 23: 1041-1048.

WILHELM, CH.; RUDOLPH, I.; RENNER, W. (1991): A quantitative method based on HPLC-aided pigment analysis to monitor structure and dynamics of the phytoplankton assemblage; A study from Lake Meerfelder Maar (Eifel, Germany).- Arch. Hydrobiol. 123/ 1/21-35.

WILLÉN, E. (1976): A simplified method of phytoplankton counting: Br. phycol. J. 11: 265-278.

WIUM-ANDERSEN, S., ANTHONI, U., CHRISTOPHERSEN, C. & HOUEN, G. (1982): Allelopathic effects on phytoplankton by substances isolated from aquatic macrophytes (Charales).- Oikos 39: 187-190.

WOHNHAS, W. (1987): Zusammensetzung und jahreszeitliche Entwicklung des Phytoplanktons im Federsee, einem eutrophen Flachsee.- Diss. am Fachbereich Biologie der Ernst-Karls-Universität Tübingen.

WOITKE, P., SCHIWETZ, T., TEUBNER, K. & KOHL, J.-G. (1996): Annual profiles of photosynthetic lipophilic pigments in four freshwater lakes in relation to phytoplankton counts as well as to nutrient data.- Arch. Hydrobiol. 137(3): 363-384.

WOLEK, J. (1974): A preliminary investigation on interaction (competition, allelopathy between some species of Lemna, Spirodela and Wolffia.- Ber. geobot. Forsch. I. Rübel, Germany 42: 140-162.

ZAKRYS, B. (1988): The nuclear DNA level as a potential taxonomic character in Euglena (Euglenophyceae).- Algological Studies 49: 483-504.

ZEVENBOOM, W., DE VAATE, A. B. & MUR, L. R. (1982): Assessment of factors limiting growth rate of *Oscillatoria argardhii* in hypertrophic Lake Wolderwijd, 1978, by use of physiological indicators.- Limnol. Oceanogr. 27 (1): 39-52.

Publikationsliste

03/1989 Vortrag zu den Studententagen/ Thema: "Wirkung von Zooplankton-Grazing auf ausgewählte Cyanophyceen"

11/1995 Vortrag zur Fachbereichstagung Fachhochschule Eberswalde/
Thema: "Erste Ergebnisse zur Limnologie spezieller Kleingewässer (Sölle)"

Vortrag und abstract: "Limnologische Untersuchungen an ausgewählten Söllen" Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Schwedt
1996

Haacke, H.; Henze, R. und Kohl, J.-G. (1996): Limnologische Untersuchungen an ausgewählten Söllen.- Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg; Sonderheft "Sölle" 1: 44-48

Selbständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, daß ich die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Literatur und Hilfsmittel angefertigt habe.

Berlin, den

Heike Haacke

.....

Danksagung

Mein Dank gilt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, die mir ein dreijähriges Stipendium und zusätzliche Sachmittel für meine Forschungen gewährten sowie der FAZIT-Stiftung, die mir ohne großen bürokratischen Aufwand ein Promotionsabschlußstipendium für weiter acht Monate zu Verfügung stellte.

Ich bedanke mich herzlich bei meinem Betreuer Prof. Dr. J.-G. Kohl für den sachdienlichen Rat bei der Planung und Durchführung der Untersuchungen sowie für die wertvollen Hinweise während der Fertigstellung meiner Arbeit. Dr. T. Kalettka (Mitarbeiter im ZALF Müncheberg) sei gedankt für die Anregung zur Bearbeitung des hier vorgelegten Themas und die gute Zusammenarbeit während der gemeinsamen Forschungsaufgabe.

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts für Ökologie für die freundliche Unterstützung und Hilfe bei der Bewältigung meines Dissertationsthemas bedanken. Es ist mir ein Bedürfnis mich ganz besonders bei Herrn R. Henze, der mich sehr bei der Bearbeitung des Zooplanktons unterstützte, und Herrn T. Rohrlack auf diesem Wege für Ihre ständige Hilfsbereitschaft in allen Lebenslagen, die anregenden Diskussionen und die vielen arbeitsreichen- aber trotzdem sehr schönen- Probefahrten bedanken. Ein Dankeschön auch an Frau Ch.-D. Martin für die HPLC-Pigmentanalysen, Frau G. König für die hydrochemischen Analysen und Frau E. Wachsmuth für die Unterstützung hinsichtlich der Bearbeitung des Phytoplanktons. Allen drei Kolleginnen sei außerdem für die sehr gute Zusammenarbeit sowie die immer zuverlässige und schnelle Bearbeitung der Kleingewässerproben gedankt. Außerdem möchte ich mich bei Frau I. Drescher für die Analyse der Zooplankter des Klaren Pfuhls für die Vegetationsperiode 1996/97 bedanken.

Auf diesem Wege möchte ich auch denjenigen Menschen von ganzem Herzen danken, die mir durch Ihr fundiertes Fachwissen sowie ihre Begeisterung für die Einzigartigkeit und Schönheit des Planktons geholfen haben die vorgefundene Artenfülle zu be- und zu verarbeiten. Ganz besonders gilt dies für Dr. L. Krienitz (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abt. Geschichtete Seen, Neuglobsow), der mich sehr bei der Bearbeitung der Chlorophyta s.l. unterstützte und dessen wissenschaftlicher Rat mir aus so mancher „Sinnkrise“ geholfen hat. Desweiteren gilt mein Dank W.-H. Kusber (Freie Universität Berlin, Institut für Systematische Botanik und Pflanzegeographie) für die Unterstützung hinsichtlich der Bearbeitung der Euglenophyceae. An dieser Stelle möchte ich mich auch bei den Organisatoren der Taxonomischen Ferienkurse der Sammlung von Algenkulturen des Pflanzenphysiologischen Institutes der Universität Göttingen für die sehr interessanten und durch die Unterstützung von exzellenten Spezialisten enorm lehrreichen Wochen bedanken.

Für die Hilfe auf dem „Schlachtfeld“ der Statistik danke ich Dr. G. Henrion, der auf der Grundlage der Kleingewässerdaten eine überlagerte Hauptkomponentenanalyse erstellte, sowie Herrn Baudisch für die intensive Diskussion meiner Daten und die Durchführung einiger spezieller statistischer Testverfahren.

Unendlich dankbar bin ich meiner Familie, meinen Freunden, Bekannten und Verwandten für die vielfältige Unterstützung während der Fertigstellung meiner Arbeit. Ohne Euch hätte ich es nie geschafft! Besonders danke ich meinem Lebensgefährten, meiner Mutter, meiner Schwiegermutter und meiner Schwester für die alltägliche Unterstützung, den Zuspruch und die Geduld -auch wenn das Stimmungsbarometer ein ausgedehntes Tief anzeigte. Außerdem möchte ich unseren Babysittern Frau S. Schilling, Frau W. Penzold und Frau M. Voß herzlichst für ihre Dienste danken. Nicht unerwähnt sollten die „starken“ Frauen Dr. K. Diederich, B. Röhl und Dr. Mielke bleiben, die mir auf Ihre ganz unterschiedliche Art immer wieder Mut und Kraft für die Fertigstellung dieser Arbeit gaben. Unseren Kindern Ben und Nora danke ich aus tiefstem Herzen für die vielen glücklichen Stunden, die mich den Alltag vergessen ließen und mir halfen die Dinge zu relativieren.

Dank auch an meinen geliebten Vater, der die Fertigstellung dieser Arbeit leider nicht mehr miterleben konnte, für seine Liebe, sein Lachen, seine mitreißende Begeisterung und die Vermittlung seines umfangreichen Wissens.

Lebenslauf

persönlich Daten:		Heike Haacke geboren am 25.06.1966 in Magdeburg
		wohnhaft: 10437 Berlin, Greifenhagener Straße 08
Schulbildung:	1973-1978	Besuch der Polytechnischen Oberschule in Magdeburg
	1978-1983	Fortsetzung der Polytechnischen Oberschule in Oranienburg
	1983-1985	Besuch der Erweiterten Polytechnischen Oberschule in Oranienburg
	1985	Abiturabschluß Prädikat " sehr gut "
Berufsausbildung:	1985-1986	Berufsausbildung im Rahmen der Erwachsenenqualifizierung im Milchinstitut Oranienburg
	1986	Facharbeiterabschluß als Milchindustrielaborantin Prädikat "ausgezeichnet "
Tätigkeit:	1986-1987	Tätigkeit als Laborantin in der FG Ökologie Institut für Biologie der Humboldt-Universität zu Berlin
Studium:	1987-1993	Studium der Biologie an der Humboldt-Universität zu Berlin
	1993	Diplom Prädikat " gut "
	03.-07.1993	ohne Beschäftigung
	08.-12.1993	Tutor in der FG Ökologie Institut für Biologie der Humboldt-Universität zu Berlin
	1994-1997	Stipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU)
	08.1996	Geburt des Sohnes
	08.1996-03.1997	Erziehungsurlaub
	03.-09. 1997	Weiterführung des DBU-Forschungsthemas
	10.1997-03.1998	Promotionsabschlußstipendium der FAZIT-Stiftung, Frankfurt a.M.
	02. 1998	Geburt der Tochter
	02.1998-07.1999	Erziehungsurlaub
Tätigkeit:	seit 08.1999	Leiterin Forschung und Entwicklung im Institut für Tiergesundheit und Agrarökologie AG Berlin

